

**UNIVERSIDAD DE PINAR DEL RÍO
“HERMANOS SAÍZ MONTES DE OCA”
REPÚBLICA DE CUBA**

Fundamentación de indicadores de la dinámica de la hojarasca como contribución a la gestión ambiental de bosques semidecíduos de la península de Guanahacabibes.

Tesis presentada en opción al Título Académico de Máster en “Gestión Ambiental”

MAESTRÍA EN “GESTIÓN AMBIENTAL”

AUTOR: Ing. Alberto Ramos Ramos.

**TUTORES: DrC. Jorge Ferro Díaz.
MsC. Freddy Delgado Fernández.**

**-Año 2008-
“Año 50 de la Revolución”**

RESUMEN

Se estudian dos localidades de bosque semidecíduo en la Reserva de Biosfera "Península de Guanahacabibes", para proponer indicadores funcionales relacionados con la dinámica de la hojarasca, que contribuyan a la gestión ambiental de estos ecosistemas; a partir de la caracterización y la interrelación entre el aporte, la acumulación y la descomposición de la misma, en función del tiempo de recuperación de la estructura de su vegetación posterior a impactos de aprovechamiento forestal y naturales como los huracanes. Se establecen comparaciones entre la hojarasca caída y acumulada, y de la proporción de sus componentes (hojas, ramas menores de un centímetro de diámetro y elementos en descomposición con flores, frutos y semillas). Los valores obtenidos mediante el cálculo de la constante de descomposición y la velocidad del proceso de descomposición fueron determinados por el método de áreas pares. Los resultados obtenidos reflejan mecanismos de conservación diferentes en cada ecosistema, como consecuencia de la fase sucesional del bosque y las alteraciones antrópicas y naturales en los mismos, proporcionando elementos que sirven de base para la fundamentación de indicadores funcionales y el manejo de los bosques semidecíduos de la Península.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
APORTE PRÁCTICO	5
ANTECEDENTES	6
Producción ó caída de hojarasca.	8
Acumulación de hojarasca	15
Descomposición de la hojarasca	17
Gestión de ecosistemas forestales. Manejo y Conservación. Criterios e indicadores de sostenibilidad.....	26
MATERIALES Y METODOS	43
Ubicación.....	43
Principales elementos de la caracterización geográfica y ambiental en general.	44
Áreas de investigación.....	46
Métodos y procedimientos de la investigación.....	49
Análisis de los datos:	51
RESULTADOS Y DISCUSION	52
Caracterización de la dinámica de hojarasca de bosques semidecíduos, post impactos de huracanes en las localidades de Cabo Corriente y Uvero Quemado.	52
Caracterización de la dinámica de hojarasca post tratamiento silvícola en la localidad de “El Veral”.....	61
Identificación de indicadores de funcionamiento del ecosistema forestal de bosque semidecíduo de la península de Guanahacabibes asociados con la dinámica de la hojarasca evaluada.	75
1. Indicadores de conservación del ecosistema forestal	76
2. Indicadores de perturbación.....	76
3. Indicadores de la dinámica sucesional	77
REFERENCIA DE AVALES.....	78
CONCLUSIONES.....	79
RECOMENDACIONES	81
BIBLIOGRAFIA.	82
ANEXOS	

INTRODUCCIÓN

La energía fijada por la planta en una unidad de tiempo dado, define la productividad primaria neta, la que constituye uno de los componentes fundamentales del funcionamiento del ecosistema (Fornaris *et al.*, 2005). A partir de los desechos del bosque, tales como la hojarasca y las raíces, se produce el retorno al suelo de los materiales contenidos en dicha producción (Álvarez-Sánchez, 1991; Martín *et al.*, 1993; Muñoz-Cruz y Álvarez-Sánchez, 1995; Sánchez-Gallén y Álvarez-Sánchez, 1996).

La cantidad de hojarasca producida por una comunidad vegetal es la sumatoria de los detritos vegetales aéreos finos aportados al suelo durante un período de tiempo, expresados en peso seco (Del Valle-Arango, 2003). Allí se incluyen, por tanto, hojas, flores, frutos y ramas (menores de un centímetro de diámetro), entre otros. Por lo regular, según el criterio de los autores, se expresan en t/ha año o en g/m² año. La cantidad de bioelementos contenidos en la hojarasca constituye la principal fuente de nutrientes incorporados al suelo en los ecosistemas naturales, una vez que la hojarasca se descompone. Por tanto, en un alto porcentaje, su ciclo se encuentra ligado con el aporte de hojarasca y su descomposición.

Estos elementos se descomponen bajo la influencia de una serie de factores, donde los principales son: la composición química inicial del material orgánico (concentración de lignina, cantidad de nutrientes, presencia de sustancias tóxicas, etc.), las características edafoclimáticas (temperatura, humedad, evaporación, aireación, etc.), meso y microfauna y las características del bosque (Lastres, 1990; Menéndez, 1989; Gallardo, 1994; Aceñolaza y Gallardo, 1995; Martín *et al.*, 1994, 1996).

La hojarasca, tiene gran importancia en la estabilidad y funcionamiento del ecosistema, por constituir la forma mayor de circulación de materia orgánica, energía y nutrientes entre las plantas y el suelo. Es conocida su utilidad como mejoradora de las condiciones físico-químicas y en la regulación del régimen de

fluctuación diario de la temperatura del suelo en el bosque; también juega un papel hidrológico y antierosivo, atenúa las bruscas fluctuaciones de humedad de la superficie y puede utilizarse comercialmente como materia prima para la extracción de proteínas, aceites, agentes taníferos y otros productos (Lastres, 1990).

Los ecosistemas de bosques tropicales se caracterizan por una gran cantidad de biomasa vegetal (elevada productividad), por la enorme reserva de elementos almacenados en esta biomasa, y por la velocidad con que estos elementos se reciclan; por todo esto se puede apreciar claramente la importancia de los procesos de descomposición como una de las claves del mantenimiento del ecosistema (Rodríguez y Ricardo, 1983).

La recirculación de materia orgánica y los bioelementos del suelo, asociados a la hojarasca, es una de las condicionantes fundamentales en la renovación en el interior del ecosistema forestal, por lo que puede servir de parámetro para su caracterización. A través del estudio del funcionamiento ecológico de los bosques se puede llegar a determinar las potencialidades y la estrategia de desarrollo de un ecosistema, lo que es de gran utilidad para su recuperación (Fornaris *et al.*, 2005).

Entre los investigadores que han abordado la temática de la hojarasca en Cuba se pueden citar los trabajos de Sagué (1976), Geigel (1977), Sagué *et al.* (1978), Rodríguez (1986), Lastres y Francés (1989), Menéndez (1989) y otros, en bosque siempreverde, y los de Lastres (1987), Lastres (1989), Lastres (1990) y Reyes, (1999), en bosques semidecíduos.

Algunos autores concuerdan en que el conocimiento de la dinámica de los restos orgánicos desprendidos del bosque, es esencial para comprender su ecología. No es extraño, por tanto, que los estudios de la hojarasca hayan adquirido renovada vigencia en los últimos decenios y se trabaje en el establecimiento cada vez más

exacto de los mecanismos biológicos, químicos y físicos de su descomposición y en el análisis de las características de los flujos de materia orgánica, energía y nutrientes entre las plantas y el suelo para interpretar las interdependencias e interrelaciones dinámicas y el funcionamiento de los ecosistemas (Lastres, 1990).

El conocimiento cuantitativo de la dinámica de hojarasca es un aspecto de suma importancia para conocer la ecología del bosque, ya que brinda una idea de la producción de biomasa, ofrece información de la fenología de los árboles, relacionando la hojarasca que cae anualmente con la cantidad que se acumula en el piso del bosque, da un índice de la velocidad de descomposición (Olson, 1963) y del tiempo necesario para que se descomponga (Bray y Gorham, 1964; Hopkins, 1966). Además juega un importante papel en el ciclo de nutrientes, a la vez que indica la eficiencia de este ciclo. Por otra parte la biomasa de hojarasca es un carácter que resulta relativamente fácil de obtener, y de útil comparación entre los distintos tipos de bosques; además este carácter puede tomarse como punto de partida que permita formular criterios en cuanto a la estrategia de funcionamiento de los ecosistemas boscosos (Menéndez, 1988)

Los bosques semidecíduos y los siempreverdes fueron las formaciones vegetales dominantes en la Cuba precolombina (Del Risco, 1989). Actualmente los semidecíduos tienen su mejor representación en las penínsulas cársicas de Guanahacabibes, Zapata y Sur de la Isla de la Juventud (Ferro, 2004). Según el mapa de vegetación de la península de Guanahacabibes 1:100 000, constituye el bosque semidecíduo notófilo el de mayor extensión en el territorio aludido (Delgado *et al.*, 2000), el que por su abundancia, riqueza de especies y características fisiográficas ha sido aprovechado para la obtención de diversos productos del mismo, siendo más significativos los madereros (bolos, postes, cujes, etc.), dando ello como resultado que dicho aprovechamiento forestal ha producido en la península impactos parciales de superficie que repercuten en la modificación de su estructura y composición, enfatizando el mayor daño por la

incursión repetida durante varios años en los mismos rodales (Camejo *et al.*, 1998).

Es reconocido que los procesos y perturbaciones que ocurren en los ecosistemas forestales, impactan en su estructura y dinámica, cambiando los patrones de funcionamiento del mismo (B.C. Ministry of Forests Research Program, 2000). Debido a ello, se enfatiza en poner atención de los que manejan recursos forestales para estar vigilantes de cómo sus prácticas afectan los patrones y procesos del paisaje que conforman los bosques, en todas las escalas espaciales y temporales.

Considerando lo anterior, y partiendo de estudios precedentes realizados en la península de Guanahacabibes, y asumiendo el papel de los impactos causados por el manejo forestal y fenómenos naturales como los huracanes, se ha entendido importante realizar un seguimiento de la dinámica de la hojarasca en el suelo de los bosques referidos, para abrir una nueva ventana a la comprensión de su funcionamiento, los cuales, por las características del área donde se desarrollan, dependen en gran medida de su acumulación, velocidad de descomposición, aporte de nutrientes y reservas de humedad.

Lo anterior enmarca la **problemática de estudio** identificada, al reconocerse que los impactos antrópicos y naturales alteran la dinámica de la hojarasca de bosques semidecíduos de la Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes”; sin que se tengan fundamentos que permitan proponer indicadores funcionales sobre la misma como contribución a la gestión ambiental de este ecosistema, para lo cual se ha asumido como **hipótesis de trabajo** la siguiente:

La caracterización de variables relacionadas con la dinámica de la hojarasca del bosque semidecíduo (producción, acumulación y descomposición) de la península de Guanahacabibes según el tiempo de recuperación de su estructura post

impacto, permite proponer indicadores funcionales de este tipo de bosque que contribuyan a una mejor gestión ambiental del mismo.

Para ello se han propuesto los siguientes **objetivos**:

1. Caracterizar la dinámica de la producción, acumulación y descomposición de la hojarasca del bosque semidecíduo de la Reserva de Biosfera “Península de Guanahacabibes”, relacionando su manifestación con perturbaciones de manejo y de huracanes.
2. Proponer indicadores funcionales relacionados con la dinámica de la hojarasca a partir de los fundamentos expuestos en su caracterización.

APORTE PRÁCTICO

Con los resultados de este trabajo se aporta al conocimiento sobre la dinámica de la hojarasca de los ecosistemas de bosques semidecíduos de Cuba, al brindar una amplia y actualizada caracterización de su producción, acumulación del mantillo y su descomposición en los mismos, para varias localidades de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, las cuales se encuentran en diferentes momentos de su dinámica recuperativa posterior a impactos del aprovechamiento forestal y de huracanes que la han afectado, proporcionando a partir de ello, indicadores documentados de conservación de nutrientes sobre el suelo, que contribuyen a la comprensión del funcionamiento de estos ecosistemas y de las estrategias de desarrollo de este tipo de bosque, sobre suelos con grandes limitaciones productivas; los que pueden ser aplicados al predecir el efecto de disturbios y tributar a su manejo efectivo y racional y a la gestión ambiental de los mismos.

ANTECEDENTES

Las Reservas de la Biosfera, son zonas de ecosistemas terrestres o costero-marinos, o una combinación de los mismos, reconocidas en el plano internacional, en el marco del Programa El Hombre y la Biosfera (MAB) de la UNESCO. (Herrera, M. 2001).

Dentro de las Reservas de la Biosfera de Cuba se encuentra la Península de Guanahacabibes en la región más occidental, en la provincia Pinar del Río; la misma comprende una extensión de 101 500 ha. El Parque Nacional Guanahacabibes constituye el área núcleo de esta Reserva de la Biosfera, este cuenta con un área terrestre de 23 880 hectáreas y un área marina de 26 550 hectáreas, para un total de 50 430 hectáreas (Pacheco *et al.*, 2001).

La Reserva de la Biosfera de la Península de Guanahacabibes fue aprobada por la UNESCO en 1987. El amplio interés florístico y faunístico de este territorio es reconocido desde los primeros años de la Revolución Cubana, siendo en 1963 que, con la Resolución No.412 del INRA, se declaran las zonas de El Veral y Cabo Corrientes como Reservas Naturales. Estas se han mantenido hasta la fecha como áreas de máxima protección, sin intervención y utilización de sus recursos forestales, aspectos determinantes en la conservación de estos ecosistemas, que por sus características son altamente frágiles y poco aptos para su desarrollo económico intensivo. Estas dos áreas forman parte del Parque Nacional Guanahacabibes, declarado en el año 2001.

Hoy se cuenta con información básica reciente sobre aspectos de la diversidad biológica de la península en lo que a su línea base se refiere, a lo cual se le adicionan estudios de la ecología del bosque semideciduo que han documentado elementos como la estructura y productividad del mismo (Delgado *et al.*, 2000), regeneración natural (Delgado y Ferro, 2000), descomposición de la hojarasca e incorporación de nutrientes al suelo (Reyes, 1999), componente rizológico (Alfonso, 1999), estructura y función de la comunidad ornitológica (Pérez *et al.*,

2003), comunidad de reptiles (Pérez y Tamarit, 1998), sintaxonomía de comunidades vegetales (Ferro *et al.*, 1999), biología de la conservación de epífitas vasculares (Ferro, 2004), ecología de orquídeas epífitas (Mujica, 2008), etc.

La biodiversidad de Guanahacabibes está compuesta hasta el presente por 16 especies de anfibios, 35 de reptiles, 171 de aves, 18 de mamíferos y 86 de mariposas diurnas, por citar algunos de los más relevantes grupos faunísticos. Por su parte la flora está formada por más de 700 especies vegetales distribuidas en 384 géneros y 108 familias. El endemismo representa el 20%, donde destacan 15 especies endémicas locales. La flora atesora, además, un enorme potencial económico y social.

Cada año, los bosques pasan por ciclos estacionales. La producción de hojas como consecuencia de su caída al suelo del bosque comienza un ciclo que es de vital importancia para su mantenimiento, el cual adquiere dimensiones muy particulares en bosques que poseen suelos extremadamente pobres como los que conforman el paisaje geográfico de Guanahacabibes.

La capa de hojarasca está llena de vida: proporciona tanto alimento como albergue a bacterias, hongos, y pequeños invertebrados — una extraordinaria comunidad de criaturas vivientes que favorecen los procesos de su descomposición para ser incorporada como nutrientes del suelo.

La circulación de nutrientes en un ecosistema boscoso se encuentra regulada por las diferentes partes aéreas caídas de los árboles, las raíces, cadáveres y deyecciones de animales presentes en el suelo, que al sufrir cambios en el proceso de descomposición se convierten en elementos asimilables por las plantas. Una característica de los bosques es la gran circulación anual de materias nutritivas entre las plantas y el suelo (Ricardo *et al.*, 1985).

Producción ó caída de hojarasca.

Dentro de la interrelación suelo-planta, es importante la secuencia del desfronde o caída de hojarasca que caen al suelo proveniente del estrato arbóreo (Proctor, 1983), que constituye la fuente principal de incorporación de materia orgánica; la cual posee composición y características diferentes en dependencia de la especie o el tipo de bosque de que proceda.

Los primeros estudios sobre la producción y dinámica de la hojarasca fueron realizados por Ebermayer (1876), posteriormente Müller (1887), demostró la gran importancia de la hojarasca para el desarrollo del suelo. En 1946, Lutz y Chandler, discutieron ampliamente esta problemática.

La cantidad de hojarasca conjuntamente con su descomposición, juega un papel significativo en el contenido de materia orgánica que se incorpora al suelo, en la circulación de nutrientes e indirectamente afectan la estabilidad del ecosistema (Menéndez, 1989).

Hopkins (1966) señaló que el proceso de senescencia y formación de la zona de abscisión pueden estar estimulados por el inicio de la época de sequía u otros factores como la longitud del día, edad de las hojas, competencia de hojas jóvenes, etc.; que al interactuar determinan la caída de las hojas a lo largo del año.

La hojarasca que cae de la capa dominante del bosque es un componente importante cuantitativo y funcional de la productividad primaria (Vasiék, 1974).

La caída de hojarasca, además de ser función directa de la producción primaria, está relacionada con los cambios fenológicos de las especies y con la periodicidad de la defoliación, fenómeno este que depende de la interacción de los factores del medio, sobre todo la lluvia en las zonas tropicales, y la fisiología de las especies (Devineau, 1976).

Según Margalef (1995), la producción de hojarasca representa hasta cerca de un tercio (25–30 %) de la producción primaria total de un bosque.

González y Gallardo (1982), plantean que las variaciones estacionales en el aporte de hojarasca al suelo, están reguladas por los procesos y factores biológicos, climáticos, topográficos, condiciones edáficas, especies vegetales, su edad y densidad.

Los patrones de caída de hojarasca varían grandemente a través de las diferentes zonas climáticas (Jensen, 1974). En zonas frías del hemisferio N, se reporta la caída de hojarasca durante un corto período otoñal, con picos pronunciados en octubre o noviembre (Carlisle *et al.*, 1966; Anderson, 1971).

En África, en la región tropical seca del W, Jung (1969) observó que las hojas se desprenden durante la estación de lluvia (agosto o septiembre) mientras que en los bosques ecuatoriales húmedos la hojarasca presenta una caída continua durante todo el año, aunque muestra tendencia a máximos después de los períodos de sequía (Laudelout y Meyer, 1954). Resultados similares fueron reportados por Robin y Bazilevich (1967) en bosques al SW de China; citado por Menéndez, (1988).

En bosques húmedos de Panamá, Golley *et al.* (1975) encontraron, que los períodos de menor caída de hojarasca se produjeron entre septiembre y octubre después del período de mayores precipitaciones, mientras que los mayores valores se reportaron en mayo, durante el período de sequía. Patrones similares fueron observados en bosques de África por Nye (1961) y Madge (1965).

En los bosques semidecíduos, como en todos los bosques tropicales, la producción es continua a lo largo del año (Sánchez & Álvarez-Sánchez, 1995); aunque en los trópicos el patrón de caída indica como la tendencia común un pico de producción de hojarasca relacionado con el período de stress hídrico que

caracteriza a la época de seca (Menéndez, 1988; Wieder & Wright, 1995, Williams-Linera & Tolome, 1996).

Los valores de hojarasca caída difieren por componentes (flores, frutos, ramas, hojas) en los distintos bosques tropicales, alcanzando un promedio de alrededor de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (UNESCO/PNUMA/FAO, 1980).

Bray y Gorham (1964) en una revisión a nivel mundial encontraron que el aporte de biomasa de los componentes no foliares no sobrepasaba el 25% de la biomasa total. Menéndez (1988) en bosques siempreverdes de Cuba occidental obtiene valores que se correspondieron con los reportados por los autores anteriormente citados.

De acuerdo con Yahner (1995), los árboles en una hectárea de bosque templado pueden producir cada año entre 1.500 y 5.000 Kg. (¡más de 5 ton!) de hojas, ramitas, “frass” de insectos (excrementos) y otros desechos.

Los bosques tropicales húmedos aportan al suelo unas cinco veces más residuos frescos vía hojarasca que los bosques de zonas templadas (Salas, 1987), y este proceso se ha estudiado principalmente en África y Centro-América, por: Jenny *et al.* (1949), Nye (1961), Madge (1965), Hopkins (1966), Fassbender y Grimm (1981), Álvarez (1982) entre muchos otros.

Autores como Bray y Gorham (1964), O'Neill y De Angelis (1981) y Proctor (1983) acerca de resultados obtenidos a nivel mundial sobre la producción de hojarasca, concluyen que son los bosques tropicales los que más biomasa producen; citado por Menéndez, (1988).

Menéndez (1988) cita valores de biomasa de hojarasca (t/ha/año) reportadas por distintos autores para formaciones boscosas tropicales semidecuidos de África y América de: 20.9 (Cunningham, 1963, en Tafo Ghana), 5.6 en bosque semideciduo

húmedo (Madge, 1965, Nigeria), 4.6 (Hopkins, 1966, en Omo Nigeria), 9.66 en bosque semideciduo húmedo (John, 1973, en Ghana), 5.3 y 8.5 (Devineau, 1976, en Lamto Costa de Marfil).

La cuantificación del material orgánico deciduo ha sido realizada en diversos bosques de las regiones tropicales (Sánchez & Álvarez-Sánchez, 1995). En Brasil, se registran algunos estudios, entre los que pueden citarse los realizados por César (1993), Oliveira & Lacerda (1993) y Domingos *et al.* (1997).

Ewel (1976) comparó la biomasa de hojarasca en bosques de diferentes edades o estadios sucesionales y un bosque maduro; los resultados indicaron que en un bosque a partir de ocho años, la biomasa de hojarasca aumentó hasta los 14 años, en que se reportaron los mayores valores (10 t/ha/año); mientras que en el bosque maduro ese valor fue algo menor (9 t/ha/año). Valores semejantes observó Menéndez (1989) en tres áreas boscosas de El Salón, Sierra del Rosario.

Palacios-Bianchi (2002) al evaluar el efecto de la fragmentación de un bosque sobre la producción de hojarasca como peso seco por unidad de superficie (g/0.25 m²), utilizó trampas recolectoras de 0.5 x 0.5 m, ubicadas a 0.8-1 m sobre el suelo, y demostró que la fragmentación del bosque afecta los procesos de producción y descomposición de hojarasca, pudiendo alterar el ciclo de nutrientes y la dinámica futura del bosque.

Sánchez *et al.* (2003) en un bosque semideciduo estacional de Potirendaba, Brasil, determinó que la producción de hojarasca anual fue 8719.5 kg/ha. La cual se produjo durante todo el año, observándose 2 picos: uno (1213.9 kg/ha) correspondiente a la estación seca y debido al stress hídrico; y otro (1153.6 kg/ha) durante la estación lluviosa, y atribuida al efecto mecánico de las lluvias y a la acción de los vientos intensos registrados en este período. En la distribución porcentual de los componentes las hojas tuvieron la mayor contribución (64%); este valor es inferior al estimado por O' Neill & De Angelis (1981) para bosques

tropicales (71%), aunque se incluye en la proporción de 60% a 80% señalada por Bray & Gorham (1964) en una sinopsis sobre producción de hojarasca en bosques del planeta. Las ramas representan el segundo componente de valor cuantitativo (23%) y el resto de los componentes son de poca importancia en la producción total (elementos reproductivos, 6%; corteza, 1% y miscelánea, 6%). El porcentaje de las partes reproductivas es similar al registrado por Kunkel- Westphal & Kunkel (1979) en un bosque siempreverde de Guatemala (7%).

En Cuba, Geigel (1977) estudió el aporte de hojarasca en *Pinus caribaea* Morelet., *Hibiscus* sp. y *Swietenia macrophylla* King., en tres sitios diferentes y obtuvo valores entre 4.36 y 9.03 kg/árbol año para la conífera, mientras que para las restantes, los resultados fueron de 2.61 kg/árbol año para *Hibiscus* sp y 7.22 kg/árbol año para *Swietenia macrophylla* King.

En el bosque siempreverde submontano de Sierra del Rosario, Rodríguez (1986) determina por el método de áreas pares, 18.7 t ha⁻¹ año⁻¹ de hojarasca caída para un bosque natural y de 11.8 t ha⁻¹ año⁻¹ en una plantación de terraza. Esta autora en comparación realizada entre el método de áreas pares con el de mediciones directas reportado por Menéndez en las mismas áreas de muestreo, obtiene que en el bosque natural la hojarasca caída se sobrestimó por el método de áreas pares en más de un 100 % y solo fue superior en un 10 % en la plantación.

Con este análisis, Rodríguez (1986) concluye que el método de áreas pares no debe ser utilizado en terrenos de pendientes para estimar la caída de hojarasca, por la sobrestimación de los valores debido al efecto del viento y la topografía, pudiendo ser empleado en bosques de topografía llana.

Rodríguez *et al.* (1988) observaron en bosque natural siempreverde de la Estación Ecológica Sierra del Rosario, que el 73.8% del desfronde total lo constituyen las hojas, 24.9% las ramas menores de un centímetro de diámetro y sólo una pequeña fracción está constituida por las flores y frutos. En el mantillo las hojas

reportaron 59% y las ramas 41%. Este incremento en la proporción del componente leñoso presente en el suelo se debe lógicamente a su menor velocidad de descomposición.

Menéndez (1989), reporta en tres años de estudio en el bosque siempreverde tropical de Sierra del Rosario, que la caída de hojas y otros componentes tuvo lugar durante todo el año, con mayores valores de biomasa en los primeros meses, lo que parece estar relacionado con la cantidad de precipitaciones ya que durante estos meses se produce el período más seco; y una producción anual de hojarasca entre 9.9 y 12.1 t/ha año, representando las hojas aproximadamente el 70 % de la biomasa total.

A su vez, Lastres y Francés (1989) en un bosque siempreverde de Sierra del Rosario, determinan una caída de hojarasca de 9.32 t/ha año de la cual corresponde a las hojas un 43 % y a las ramas el 18 %.

Menéndez (1989), reporta que como consecuencia del paso de un ciclón en 1979, el follaje de los árboles de un bosque siempreverde resultó dañado tanto por los vientos como por las intensas lluvias. Una gran cantidad de ramas y hojas verdes cayeron al suelo del bosque y a partir de este suceso la producción anual de hojarasca se vio afectada con una sensible disminución, a tal punto que en 1980, la biomasa de hojarasca representó prácticamente la mitad de la reportada en 1978. Este fenómeno puede ser interpretado como un mecanismo de recuperación del bosque, ya que en los dos años siguientes se observó un aumento progresivo en la producción anual de hojarasca.

Lastres (1989), al cuantificar la hojarasca durante un ciclo anual en un bosque tropical semideciduo de la Isla de la Juventud, Cuba; detectó que la caída de la misma ocurrió durante todo el año, alcanzando valores de 8,22 t/ha año, de la cual correspondió 58,2% a las hojas, 23,7% al material leñoso, 2,2% a las semillas y el resto (15,9%) a otros componentes (detritos). Producción total que es

generalmente menor que la reportada para otras comunidades boscosas cubanas, posiblemente debido a las limitaciones productivas del sustrato y a mayor déficit de humedad; sin embargo, es similar a los valores obtenidos por varios autores para otros bosques tropicales del mundo.

Lastres (1990), confirma el comportamiento observado por varios autores en bosques mixtos tropicales sobre la estacionalidad de la hojarasca en un bosque semideciduo en “La Güira”, la cual se produce durante todo el año, pero presenta un ritmo anual con máximos en la estación de seca (noviembre-abril) y en la lluviosa (mayo-octubre) los valores más bajos; con excepción del mes de agosto debido a que la dinámica normal de caída se alteró por los efectos del ciclón Allens, el cual hizo que la caída promedio de ese mes, $4,14 \text{ g/m}^2.\text{día}$, sobrepasara entre 2.5 y 3.4 veces la de ese mes en los demás años estudiados.

Reyes (1999), reporta que la producción de hojarasca en tres localidades de bosque semideciduo de la Península de Guanahacabibes fue 13.7, 9.1 y 15.9 tn/ha año, manteniéndose dentro de los rangos obtenidos por otros autores en bosques semideciduos, los que fluctuaron entre 4.6 t/ha año (Hopkins, 1966, en Nigeria) y 20.9 t/ha año (Cunningham, 1963, en Ghana), citados por Lastres, (1990); y del propio autor en Cuba, 12.76 t/ha año como promedio en cinco ciclos anuales, del cual el 42.1%, 38.4% y 19.5% le correspondió a las hojas, material leñoso y otros componentes respectivamente.

Ramos *et al.* (2006), refiriéndose a los efectos que fenómenos severos como los Huracanes producen sobre la dinámica de la hojarasca de estos bosques semideciduos de la Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes”, reporta una sobre acumulación de la hojarasca en los primeros momentos del impacto, cuando estos efectos alcanzaron dimensiones tales que se verificaron alteraciones drásticas de elementos de la estructura del bosque como la cobertura (dosel), y una rápida descomposición debido a la dinámica de claros; lo cual es de

gran importancia para conocer los cambios ulteriores, el restablecimiento de los ecosistemas y sus componentes.

Acumulación de hojarasca

La caída estival de la hojarasca asegura la permanencia de una capa de material orgánico sin descomponer sobre el suelo a lo largo del período más seco del año, con favorable efecto sobre la conservación del agua edáfica y el reciclado de nutrientes (Escudero-Berian, 1983). Esta capa de materia orgánica acumulada que cubre el suelo ayuda a disminuir los procesos de evaporación y a aumentar la acumulación de los compuestos orgánicos en el mismo.

La capa de mantillo actúa físicamente como aislante, evita temperaturas y humedades extremas y ofrece protección mecánica contra la erosión, al tiempo que aumenta la capacidad de infiltración (Salas, 1987).

En un gran número de comunidades terrestres, la acumulación de hojarasca representa una parte importante de la producción primaria (Bray y Gorham, 1964).

Según Margalef (1995), la acumulación de la hojarasca es el resultado del equilibrio entre la velocidad de caída de hojas muertas y la velocidad de descomposición. La primera es función de la producción y la segunda es función de la hojarasca acumulada.

Lang y Forman (1978), encontraron en un bosque natural de roble que ha permanecido por más de 250 años sin intervención ni fuegos, alrededor de 30 t ha⁻¹ de hojarasca en el piso, 71 % de la cual era madera muerta, la que representa el 10 % de la biomasa aérea.

En los bosques templados la acumulación de los restos orgánicos en el suelo es elevada, a pesar de que el monto anual de hojarasca caída no es alto; sin embargo en el suelo de los bosques tropicales esta capa resulta

comparativamente pequeña con relación a la hojarasca que cae cada año (Ortega, 1980). Esto se debe a la mayor velocidad del proceso de descomposición de la materia orgánica en las regiones tropicales, donde la acción de la microflora y la fauna es mucho más enérgica (Menéndez *et al.*, 1987)

Ortega (1982), indicó que en los bosques de hojas anchas del trópico y subtrópico caen de 2.5 a 4 veces más hojas que en los climas templados, sin embargo, la cubierta muerta de estos últimos puede tener de 10 a 70 t ha⁻¹, a pesar de recibir anualmente restos vegetales por un monto de 2 a 5 t ha⁻¹, mientras que los suelos forestales tropicales pueden recibir de 10 a 25 t ha⁻¹ de restos orgánicos al año, no obstante su horizonte orgánico solo alcanza 10 t ha⁻¹.

Oballos y Ochoa (1996), en investigaciones realizadas sobre el papel de la materia orgánica en la génesis de algunos suelos de Venezuela, determinaron que en el ecosistema forestal de San Eusebio, la materia orgánica del mantillo es de 38 t ha⁻¹ y en el suelo mineral de hasta 120 cm de profundidad es de 583 t ha⁻¹, concluyendo que el 55 % del total de las reservas de la materia orgánica de este ecosistema se encuentran en el suelo.

Escarré (1997) plantea que los valores de la hojarasca acumulada sobre el suelo de los bosques, antes de convertirse en humus, son mucho menos variables que la producción de la misma, y la cantidad de hojarasca acumulada oscila entre 100 y 500 g de peso por m² (40-200 g C m⁻²). Al respecto Olson (1963) señala, que la producción y la acumulación de materia orgánica tienen relación inversa.

Menéndez (1988) y Rodríguez *et al.* (1988), En sus trabajos sobre la producción de hojarasca en bosque siempreverde de Sierra del Rosario, obtienen que cuanto mayor es el aporte, mayor es también la descomposición y menor la acumulación del material vegetal sobre el suelo; reportando promedios de hojarasca acumulada para 5 años de estudio (1977-81) de 5045 kg ha⁻¹, en período seco y para el período lluvioso de 4274 kg ha⁻¹.

Este tema (acumulación) ha sido poco abordado por la mayoría de los autores que han trabajado la temática de la hojarasca y esto dificulta la comparación con otros ecosistemas tropicales (Reyes, 1999).

Reyes (1999), reporta que la cantidad de hojarasca acumulada sobre el suelo en tres localidades de bosque semideciduo de la Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes” fue 625.06, 631.15 y 666.45 g/m², sin reflejar diferencias significativas entre localidades; correspondiéndose los menores acumulados a los bosques más conservados y de estadios sucesionales más desarrollados, comportamiento inverso a la producción de hojarasca descrita por esta autora. Estos acumulados fueron superiores a los obtenidos en un bosque natural de Sierra del Rosario, Cuba, por Rodríguez (1986) con 511.43 g/m²; pero menores que los reportados en bosque siempreverde por Lastres y Francés (1989) cuyos valores fueron de 1 034.72 g/m²; este comportamiento se debe a que como se trata de formaciones vegetales diferentes, la calidad y cantidad de la hojarasca presente en el mantillo deben variar al cambiar las condiciones ecológicas del bosque.

Descomposición de la hojarasca

Desde hace mucho tiempo se conoce la importancia del piso del bosque como parte integral del ecosistema. Uno de los principales procesos que tiene lugar en el piso del bosque es el de la “descomposición”, término que se emplea en general para referirse a todos sus cambios biológicos, químicos y físicos.

La descomposición de los residuos vegetales y la formación de humus depende de factores bióticos y abióticos (Salas, 1987). El proceso de descomposición se inicia por la fragmentación y termina por la mineralización de los materiales orgánicos (Escarré, 1997).

En un bosque en equilibrio, generalmente se supone que la cantidad de hojarasca que se descompone en el piso del bosque y la cantidad que cae anualmente, son iguales, pero esto no quiere decir que la velocidad de ambos procesos sea la misma (Menéndez *et al.*, 1987).

Las plantas transfieren al suelo parte de su energía contenida en la materia orgánica de la hojarasca que producen. Si se tiene en cuenta que de un tercio a la mitad de la energía y el carbono fijado por las plantas anualmente en un bosque se transfieren al suelo en forma de hojarasca o desfronde, tendremos una idea de la enorme cantidad de necromasa que entra en proceso de descomposición. Esta descomposición de la materia muerta (necromasa), hace retornar al suelo los elementos que las plantas absorbieron para formar su biomasa, pero la velocidad con que se lleve a cabo este proceso va a determinar la estrategia que caracteriza el ecosistema en cuanto a garantizar el aporte de nutrientes que mantendrá la productividad y permanencia del bosque como tal (Rodríguez *et al.*, 1988).

Las hojas que caen en forma continua sobre el suelo del bosque, aseguran al descomponerse y liberar los diferentes elementos minerales, una concentración alta de nutrientes que se mantienen durante todo el año y de esta forma garantiza la fertilidad del ecosistema (Menéndez, 1989). En un bosque húmedo de Panamá, Golley *et al.* (1975) reportaron que por esta vía pasan entre el 70 y 90% de los nutrientes.

La descomposición de la hojarasca producida por los bosques hace disponibles y reciclables los nutrientes minerales en ella contenidos. Es, además, la principal fuente de carbono para la síntesis del humus del suelo, así como fuente de energía y nutrientes para invertebrados y microorganismos que participan en su fraccionamiento y descomposición (Del Valle, 2003).

Madge (1965), halló un claro paralelo entre la cantidad de fauna del suelo y la velocidad de desaparición del mantillo foliar. Este autor en estudios realizados sobre poblaciones de microartrópodos en el mantillo, en un bosque secundario de Ibadan (Nigeria), encontró que en la época húmeda hay más animales (38 m^2) que en la época seca (0.4 m^2).

Ortega (1982), reportó que en el trópico la acción de la fauna y de la microflora en la descomposición es más enérgica y se desarrolla durante todo el año.

Por la importancia de este proceso, la velocidad de descomposición de la hojarasca en el bosque, ha sido objeto de estudio por numerosos autores, desde las investigaciones pioneras de Jenny *et al.* (1949) en Calima, Colombia; Laudelout y Meyer (1954) en Yangambi, Zaire; Nye (1961) en Kade, Ghana; y la revisión posterior de Olson (1963) en Estados Unidos, se han realizado numerosas investigaciones sobre las tasas de descomposición de la hojarasca en bosques tropicales de baja altitud y su comparación con medios extra tropicales. Las revisiones hechas por diversos autores, Hopkins (1966) en Olokemeji, Nigeria, (Anderson y Swift, 1983; Golley, 1983; Cuevas y Medina, 1988; Landsberg y Gowers, 1997) indican que, efectivamente, las tasas de descomposición de la hojarasca tienden a ser más altas en los bosques tropicales lluviosos que en los secos y, a su vez, mayores en el trópico que fuera de él. No obstante, dadas las grandes variaciones observadas, existe considerable traslape de las tasas de descomposición entre biomas muy contrastantes (Del Valle, 2003).

Muchos autores coinciden en que no todas las especies presentan la misma velocidad de descomposición y que ésta disminuye con la edad de las hojas (Madge, 1965, 1969; Singh y Gupta, 1977).

También en el proceso de descomposición de la hojarasca tiene gran importancia la valoración de cada uno de los componentes, pues las hojas se descomponen más rápidamente que las ramas (Hopkins, 1966; Odum y Pigeon, 1970; John, 1973; Abe, 1980).

Herrera y Rodríguez (1988), encontraron varios factores involucrados en la velocidad de descomposición y atribuyen a la esclerofilia importancia relevante en la zimosiis del ecosistema.

Hopkins (1966), comparó las tasas de descomposición de diferentes ambientes y concluyó que la mayor parte de los bosques tropicales puede descomponerse completamente entre 0.1 y 0.6 años, pero los bosques templados deciduos pueden tomar hasta más de un año.

Por otra parte, el clima puede modificar notablemente la índole y la rapidez de la descomposición de los restos vegetales en la superficie del suelo, de modo que ejerce una influencia importante en el tipo y la abundancia de la materia orgánica. La humedad y la temperatura se cuentan entre las variables más determinantes (Brinson, 1977; Singh, 1969), porque influyen tanto en el desarrollo de la vegetación como en las actividades de los microorganismos, que son factores muy críticos de la formación de suelo. Kononova (1975), citando varias publicaciones, llega a la conclusión que la intensidad máxima de la descomposición de la materia orgánica se observa en condiciones de temperatura moderada (alrededor de 30°C) y con un contenido de humedad alrededor del 60-80% de su capacidad máxima de retención de agua. El aumento o disminución de la temperatura y de la humedad simultáneamente, más allá de los niveles óptimos, produce una disminución de la descomposición de la materia orgánica, de modo que no conviene comparar estudios de descomposición de la hojarasca si los regímenes de temperatura y humedad no son iguales.

Al estudiar los efectos de la precipitación, la temperatura y de algunos componentes modificadas sobre la descomposición de la hojarasca en el bosque perenne montano del norte de Tailandia (Thaiutsa y Granger, 1979), se observó que el 56,23% de la hojarasca caída anualmente se descompone en 12 meses, con un parámetro de descomposición (k) de 2,28. La mineralización completa en este ecosistema tarda 1,8 años. El porcentaje de descomposición revela una correlación significativa con la humedad relativa, la precipitación, la relación de sequedad y el hidrofactor. Los datos climáticos primarios son: humedad relativa, precipitación, temperatura máxima y temperatura media. Se observó que el porcentaje de descomposición aumenta con la precipitación y con la humedad; y la descomposición sigue de cerca la intensidad de la precipitación, con un rezago de alrededor de un mes. Con la temperatura sucede lo contrario. Se observó una relación negativa entre el porcentaje de descomposición y la temperatura máxima. Una regresión gradual selectiva indica que el 86,1% de la descomposición del primer año depende de la humedad, la precipitación y la evapotranspiración efectiva. Este porcentaje no cambia significativamente añadiendo la temperatura media o máxima como cuarta variable independiente. Además se observó que la precipitación juega un papel mayor que la temperatura en la descomposición de la hojarasca. Hay un aumento medio de la descomposición de la hojarasca de 0,15% por 1 mm de aumento de la precipitación.

La producción y descomposición de hojarasca son afectadas por estos cambios (Didham, 1998; Sundarapandian *et al.* 1999). A mayor velocidad del viento, aumenta la producción de hojarasca (Huber & Oyarzún, 1983), las tormentas aumentan la caída de ramas y el stress hídrico produce un aumento en la caída de hojarasca (Bray & Gorham, 1964). La descomposición de hojarasca, por su parte, es más rápida en condiciones de alta humedad en el suelo. En presencia de temperaturas extremadamente altas o bajas se inhibe la descomposición (Didham, 1997; Witkamp, 1966). Por lo tanto, los cambios microclimáticos en los bosques podrían afectar la producción y descomposición de hojarasca.

Un clima permanentemente húmedo puede reducir la descomposición de la materia orgánica, mientras que un clima estacional estimula la mineralización (Salas, 1987).

Algunos autores plantean que la producción y descomposición de la hojarasca varía de un año a otro (Hopkins, 1966; Lastres, 1990; Menéndez, 1988; Rodríguez *et al.*, 1988; Lastres y Francés, 1989). Al respecto UNESCO/CIFCA (1980) señala, que la cantidad de restos caídos en un año cualquiera no suele diferir en más del 88 % de la de otro año, pero en el caso de la descomposición las variaciones son mayores debido a las condiciones de temperatura y humedad en los bosques tropicales.

Fassbender y Grimm (1981) en suelos de Venezuela, obtuvieron una tasa de descomposición variable: 20 meses para las hojas y 12 años y medio para las ramas. A su vez, en bosques del SE de Asia, Kira *et al.* (1967), calcularon un tiempo de desaparición total de 1.2 años para el mantillo fino y de 15.8 años para el mantillo grueso (madera y ramas gruesas).

Ricardo *et al.* (1984) Al estudiar la desaparición de la hojarasca por el método de áreas pares de bosques siempreverdes tropicales en Sierra del Rosario, hallaron que la descomposición de la hojarasca dependió de la lluvia y la temperatura con un coeficiente de correlación (para un análisis de correlación múltiple) altamente significativo: $r=70$ ($p=0.01$) en el área de la Estación Ecológica; mientras en Las Peladas la significación se obtuvo sólo para las precipitaciones, pues al parecer estas son de mayor importancia en la descomposición de la hojarasca en este ecosistema de una mayor sequedad edáfica.

Ricardo *et al.* (1985) al estudiar el contenido de nutrientes en la hojarasca y su aporte al suelo durante un año, compararon el contenido de macronutrientes en los tallos, hojas, y el suelo, el cual decreció en el orden siguiente: en los tallos y

hojas, $\text{Ca} > \text{N} > \text{P} > \text{Mg}$; en el suelo, $\text{Ca} > \text{N} > \text{Mg} > \text{P}$. La hojarasca aportó al piso del bosque 274 kg/ha de Ca, 69 kg/ha de N, 32 kg/ha de P, y 31 kg/ha de Mg.

Según Rodríguez (1986), planteó que al faltar la cobertura cambia la iluminación a nivel del suelo, que pasa de una pequeña fracción de luz a condiciones de pleno sol. A su vez, la gradación de la temperatura se eleva notablemente, y el mínimo de humedad del aire y su promedio se hacen más bajos. La exposición al sol y al aire altera las propiedades del suelo de modo que se produce una rápida desaparición del humus, así como la pérdida de nitrógeno y otros nutrientes.

Menéndez *et al.* (1987) al estudiar la descomposición de la hojarasca en el bosque siempreverde tropical submontano de la Estación Ecológica Sierra del Rosario, Cuba durante tres años; observaron que el valor de la constante de descomposición mensual se mantuvo cercano a 0.25 en un bosque de vegetación bien desarrollada y poco alterada, mientras que en un bosque que había sufrido hace algunos años alteraciones por tala selectiva y presentaba en su composición florística elementos de vegetación secundaria, este proceso fue más rápido, descomponiéndose mensualmente aproximadamente 0.3 de la hojarasca caída. Devineau (1976) reportó para bosques semidecíduos de Lamto, Costa de Marfil, un coeficiente de descomposición entre 0.4 y 0.8, para diferentes meses, utilizando la fórmula de Olson (1963).

La cantidad de hojarasca desaparecida, calculada por el método de áreas pares (Rodríguez *et al.*, 1988) en bosques siempreverdes de Sierra del Rosario, puso en evidencia que la descomposición en el piso del bosque presentó variaciones de un período a otro ya fueran en intervalos cortos (12 a 19 días) o más largos (29 a 35 días). Rodríguez (1986) atribuyó los mismos a la alternancia de condiciones de humedad y sequedad en períodos cortos muy frecuentes en las condiciones de nuestro clima, lo cual se observó en los datos del agua caída, el número de días con lluvias y su distribución mensual.

Para Cuba, Rodríguez *et al.* (1988), en trabajos realizados en áreas del bosque siempreverde de Sierra del Rosario, obtienen una constante de descomposición de la hojarasca de 1.93 para un área de bosque natural conservado (Vallecito), 2.81 en área con afectación antrópica por tala selectiva (Yagrumal-Majagual) y 4.3 para un área de plantación de *Hibiscus elatus* Sw. en una terraza de plataforma constante de 10 a 11 años de sembrada. La misma autora, a través del método de áreas pares reporta para el bosque natural una velocidad de descomposición de $10.4 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y de $4.1 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ para la terraza.

Rodríguez *et al.* (1988) reporta la ocurrencia del incremento de la producción de hojarasca bajo el efecto del ciclón Frederick en 1979, produciéndose un aumento de la descomposición en el período húmedo del mismo año y posteriormente una disminución de la producción de hojarasca y de la velocidad de su descomposición en los siguientes años. Con una secuencia en la descomposición de la hojarasca caída en las áreas de estudio en relación con la cantidad de hojarasca producida en las mismas; donde a mayor producción le correspondió una constante de descomposición (k) más elevada, siendo las áreas de plantación y de vegetación secundaria por talas selectivas las que presentaron una descomposición mayor en comparación con el bosque natural más conservado. Estos resultados comprueban que en las áreas de vegetación afectadas o en proceso de estabilización, la descomposición rápida del material producido permitirá la renovación acelerada de los nutrientes y la producción de biomasa, que determinarán los campos de la estructura que conllevan los procesos de sucesión y estabilización. Estos mecanismos que tienden a restituir al bosque las pérdidas sufridas, acelerando el ciclo de nutrientes, controlando el crecimiento de los árboles, promoviendo la sucesión en los claros formados por los árboles caídos, etc.; son parte de los mecanismos que evolutivamente han desarrollado los ecosistemas tropicales para mantener su estabilidad ante estos fenómenos meteorológicos.

Menéndez (1989) en estudios realizados sobre el contenido de nutrientes de la hojarasca en el bosque siempreverde de la Estación Ecológica de Sierra del Rosario, reporta que el contenido de estos fue más alto en las hojas que en los tallos y mostró una gran variabilidad de un mes a otro. El orden de concentración fue el siguiente: Ca>N>>K>Mg>>P>Na.

En estudios microclimáticos en el bosque semideciduo de la Península de Guanahacabibes, Delgado *et al.* (1991); señalaron que en el comportamiento de la temperatura del aire hasta una altura de un metro del suelo, juega un papel regulador la capa de hojarasca que cubre el mismo; principalmente en la época en que se le caen las hojas a un 40-60 % de los árboles, debido a que al reducirse en esta etapa la cobertura vegetal, se produce un incremento en la radiación solar que penetra hasta las capas inferiores del bosque. Al estar cubierto el suelo por un grosor de hojarasca de aproximadamente cinco centímetros el mismo no recibe directamente esta intensidad de luz, con lo cual se evita el rápido calentamiento, disminuye la evaporación y la pérdida de calor por irradiación durante la noche.

Palacios-Bianchi (2002) evaluó el efecto de la fragmentación de un bosque sobre la tasa de descomposición de hojarasca, la cual se estimó como la pérdida de peso seco de la hojarasca en relación al peso seco inicial. La tasa de descomposición de hojarasca fue 1,4 veces mayor en el bosque continuo, que en cuatro fragmentos de bosque adyacentes. Esto demuestra que la fragmentación del bosque afecta la descomposición de hojarasca, pudiendo alterar el ciclo de nutrientes y la dinámica futura del bosque.

Los vegetales crecen y se desarrollan gracias a los nutrientes que las raíces y las hojas toman del medio ambiente. Con la muerte y caída de las hojas, dichos nutrientes por mineralización, se restituyen al medio de donde proceden, en forma más ó menos rápida, según las condiciones que el medio presente; tornándose nuevamente disponibles para la nutrición vegetal, y constituyéndose así un ciclo nutricional, salvo su pérdida por una u otra causa. Por lo que después de la

deforestación exhaustiva de un sitio determinado, mermarán notablemente los recursos nutricionales, lo que se traducirá en menor desarrollo de la futura vegetación, salvo que exista exceso de nutrientes en el suelo (Geigel, 1977).

Gestión de ecosistemas forestales. Manejo y Conservación. Criterios e indicadores de sostenibilidad.

Los bosques están sometidos a perturbaciones producidas por diferentes elementos de origen natural, tales como el viento, el fuego, las inundaciones o el consumo por parte de los herbívoros, que provocan que su evolución difiera de la que podría esperarse en un bosque "perfecto" (Frelich, 2002).

Según Rodríguez *et al.* (1986), los bosques tropicales con su diversidad de especies y de micro hábitats mantienen su estabilidad a partir de dos premisas importantes: (1) las fuerzas que actúan sobre el sistema no deben sobrepasar ciertos límites o valores; y (2) las condiciones ambientales deben mantenerse relativamente constantes.

Richards (1952), Wadworth (1958), Singh (1974), citados por Rodríguez *et al.* (1986), plantearon que en el bosque tropical las alteraciones que se producen cuando se muere o corta un árbol grande, o cuando ocurre un ciclón, deben mantenerse dentro de ciertos límites para que se produzca la regeneración de las especies del bosque primario, donde el tamaño de los claros juega un papel decisivo. Cualquier abertura en el bosque no debe pasar de ciertos límites. Wadworth (1958) calculó que un 60% de sombra es suficiente para evitar una excesiva actividad de las lianas y otras especies secundarias heliófilas. Cuando se producen perturbaciones grandes, como la formación de un gran claro, ocurre un cambio drástico que es seguido por la muerte rápida de las plántulas de los árboles que se establecen a la sombra fresca, en el microclima formado bajo el dosel cerrado del bosque.

Los huracanes representan las fuerzas naturales de mayor incidencia en los cambios de estructura que experimentan los bosques semidecíduos como los que conforman la península de Guanahacabibes. Entre los efectos más inmediatos que se documentan referente a impactos de huracanes sobre estos bosques, están aquellos que producen la defoliación de un elevado porcentaje de la composición de la vegetación existente, así como un efecto de quemadura sobre hojas, ramas y tallos, lo cual tuvo una expresión significativa a raíz del paso del Huracán Iván (2004) sobre la península (Ferro *et al.*, 2006).

Además de estas perturbaciones, el uso y manejo de los mismos por el hombre constituye fuente notable de impactos. Asumiendo que la explotación de los bosques es necesaria para la economía nacional, debemos asegurarnos que su uso y explotación por parte del hombre, no ponga en peligro la existencia de éstos. Es por ello que la gestión sostenible de los ecosistemas forestales intenta así, compaginar la explotación forestal con el mantenimiento de la biodiversidad y la función del ecosistema (Frelich, 2002).

Los bosques han sido tradicionalmente fuente de alimento, energía y materias primas para el hombre; frutos, maderas, leñas, pastos o caza fueron recursos imprescindibles para su supervivencia durante siglos. Con el tiempo, el hombre aprendió a utilizar otros muchos recursos forestales como resinas, esparto, mimbre, corcho, plantas condimentarias y aromáticas, etc.

A finales del siglo XIX la sociedad comienza a demandar de los terrenos forestales la satisfacción de unas necesidades que nada tienen que ver con la producción directa de recursos; los bosques comienzan a considerarse productores de servicios ambientales.

Los comienzos de la gestión forestal sostenible se remontan a finales del siglo XVIII cuando Ludwig Hartig, profesor de la Universidad de Berlín, introdujo el "principio de Hartig" en el Servicio Forestal Prusiano. Este principio dice que no se

debería extraer anualmente de los bosques, ni más ni menos madera que aquella cantidad que garantice un suministro continuo de madera (Ball, 2001).

Desde entonces, el concepto de producción sostenida se ha ampliado para adaptarlo a los nuevos valores sociales que están emergiendo. En la Conferencia Ministerial Paneuropea sobre Protección de Bosque y Desarrollo Sostenible (1993) se ha definido la gestión forestal sostenible como *la gestión y uso de los bosques y tierras forestales de tal forma y con tal intensidad que se mantenga su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial de cumplimiento, ahora y en el futuro, de las trascendentes funciones ecológicas, económicas y sociales en los ámbitos local, nacional y global, sin causar perjuicio a otros ecosistemas* (Castillo *et al.*, 2003).

La visión moderna de gestión forestal sostenible pone énfasis sobre el mantenimiento a largo plazo de la biodiversidad y la integridad funcional de los ecosistemas forestales. Los elementos más comunes que aparecen en distintos intentos de llevar a cabo una gestión forestal sostenible (Perry *et al.*, 2001) son: 1) el mantenimiento indefinido de las múltiples funciones de los bosques (ecológicas, económicas y sociales); 2) la definición del área de manejo de interés, teniendo en cuenta las escalas espaciales y temporales más adecuadas para llevar a cabo la gestión forestal; 3) una gestión adaptable de los ecosistemas forestales en respuesta a cambios ecológicos, económicos y sociales; 4) una mayor cooperación inter- e intra-institucional y 5) la participación del público en la toma de decisiones (instituciones, universidades, industrias, grupos ecologistas y otros agentes sociales implicados).

La política forestal mundial debería caracterizarse actualmente por un compromiso hacia una gestión ecológicamente sostenible de los ecosistemas forestales, de la preservación de la biodiversidad y de los procesos ecológicos esenciales, encaminado todo ello hacia la conservación y mejora del patrimonio natural (Castillo *et al.*, 2003).

El manejo de recursos forestales tiene como base el concepto de rendimiento sostenido, que se refiere a la capacidad de las áreas boscosas de proveer de manera permanente y óptima los múltiples bienes y servicios que la sociedad demanda. Aunque este concepto contempló en sus orígenes el manejo de recursos forestales de manera holística (Schanz, 1996), la evolución del mismo en los últimos dos siglos ha orientado principalmente a la generación de esquemas de producción sostenible de bienes tangibles o con valor de mercado, principalmente madera. En este marco, el manejo forestal tradicional, entendido como una secuencia de decisiones encaminadas a proveer permanentemente a la sociedad de un flujo de productos, minimizando efectos ambientales adversos, ha desarrollado modelos de gestión de los recursos que, si bien han elevado los niveles de producción de las áreas forestales, esto no se ha dado siempre bajo consideración del efecto de las técnicas aplicadas sobre la totalidad de los elementos del ecosistema. El modelo del bosque regular normal ilustra en buena medida el objetivo del manejo forestal tradicional y su orientación hacia la obtención de bienes (Aguirre, 1997).

En la última década, la comunidad internacional ha establecido una serie de estrategias de manejo de recursos naturales bajo el concepto de desarrollo sustentable (Earth Summit, 1992). En este marco, el manejo forestal tradicional enfrenta actualmente el reto de generar esquemas que garanticen el mantenimiento de la diversidad biológica y la fertilidad del suelo, la conservación de la variabilidad genética y su dispersión, así como todas las funciones ecológicas de las áreas bajo manejo. En síntesis, el manejo forestal tradicional debe tender hacia el manejo de ecosistemas forestales, es decir, al logro y mantenimiento de la condición ecológica y forestal deseada, dentro de las cuales se consigue el rendimiento sostenido de productos para satisfacer necesidades humanas. El manejo de ecosistemas forestales debe entenderse entonces como un concepto del manejo de recursos naturales, en el que las actividades forestales

se consideran en el marco de las interacciones ecológicas, económicas y sociales dentro de un área o región determinada, a corto y largo plazo (Thomas, 1996).

Aunque el manejo forestal tradicional aplica principios ecológicos a la gestión de los recursos, su diferencia con el manejo de ecosistemas es probablemente el enfoque desde el cual se interactúa con las áreas boscosas. Mientras que el manejo tradicional atiende básicamente la densidad de recursos (volumen de madera, densidad de fauna, infraestructura, etc.), así como el rendimiento de los mismos; el manejo de ecosistemas enfatiza sobre la condición o estado forestal, evaluando de manera adicional o con mayor detalle parámetros como: diversidad biológica, tipo de paisaje, productividad del suelo, edad, estructura, vigor, composición florística, fauna, residuos maderables, etc. Desde este punto de vista, ambos procedimientos de gestión no son de ninguna manera contrapuestos, sino complementarios. El manejo de ecosistemas no excluye la producción de bienes de mercado en las áreas forestales, simplemente no permite que la obtención de un producto dado sea el único objetivo de manejo. La producción de madera, por ejemplo, debe ganar su lugar en el conjunto de bienes y servicios, justo como cualquier otro producto del bosque de uso activo o pasivo (Hunter, 1990).

El manejo de ecosistemas forestales contempla la toma de decisiones sobre la gestión de los recursos en dos horizontes: uno temporal y uno espacial. La finalidad es lograr la mayor interacción posible entre necesidades sociales, necesidades económicas y capacidades ecológicas; procurando un balance entre las demandas de productos y servicios a corto plazo y las demandas de persistencia a largo plazo. (Aguirre, 1997).

Conviene destacar que los modelos de manejo de ecosistemas forestales tienen, como el modelo del bosque normal, un importante grado de idealidad. Lo que se concibió en su momento como un modelo de gestión adecuado para el largo plazo, ya ha perdido vigencia, asumiendo las particularidades de los ecosistemas. Sin embargo, tal como el modelo del bosque normal (con sus limitaciones, por

supuesto) ha orientado las acciones de manejo con el objeto de conservar los recursos forestales, los nuevos procedimientos de gestión deben entenderse como la meta hacia la cual dirigir las acciones, considerando siempre que lograr la condición deseada en un paisaje forestal puede trascender varias generaciones. En este contexto, es importante considerar que el manejo de ecosistemas se debe adaptar a los nuevos paradigmas de gestión de recursos naturales, generados por la experiencia, el avance científico y el desarrollo de la sociedad (Bormann *et al.*, 1994).

El manejo de ecosistemas no abarca una metodología única depurada o validada suficientemente, dada la complejidad y carácter dinámico de los ecosistemas. Consiste mas bien en la aplicación de una serie de herramientas para el desarrollo de modelos capaces de determinar el impacto de diversas acciones de manejo, teniendo siempre en consideración el ingrediente estocástico, tanto por el carácter de los recursos bajo manejo, como por la necesidad de describir los valores sociales para recursos de mercado y no de mercado - tarea nada fácil - de manera que los conflictos se puedan manejar eficientemente en el proceso de toma de decisiones. La idea básica es entender cada acción o cambio como un efecto en un sistema complejo de procesos y evaluar tales acciones y cambios desde la perspectiva de un todo (Schlaepfer, 1997).

Un apoyo importante para el manejo de ecosistemas forestales lo constituyen los planes de ordenamiento ecológico y/o territorial a diferentes escalas. Una vez definida el área bajo manejo, tales planes permiten jerarquizar las unidades de gestión (paisaje, ecosistema, comunidad, población) e identificar la vocación de las mismas para generar el plan de manejo respectivo. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y de recursos tienen gran importancia en este contexto, ya que posibilitan la evaluación de la condición original del área y el monitoreo de los resultados de las diversas acciones realizadas (Aguirre, 1997).

La unidad de manejo de ecosistemas forestales es el paisaje, entendido como una superficie compuesta por ecosistemas interactuantes que ocurren repetidamente con un patrón de distribución determinado por la geología, fisiografía, suelos, clima, biota e influencias antropogénicas (Kaufmann, 1994).

La complejidad del manejo de los ecosistemas forestales obliga necesariamente a la integración de equipos multidisciplinarios y a una ampliación del enfoque reduccionista que priva aún en diversas profesiones, tanto para la generación de conocimientos que permitan apoyar la toma de decisiones, como para el manejo de los recursos. Por otra parte, las necesidades de conocimiento científico en ciencias biológicas, físicas y económicas, así como en aspectos políticos y sociales, constituyen un reto para profesionales de diversas disciplinas, responsables de la gestión de los ecosistemas forestales (Aguirre, 1997).

De esta manera el manejo puede contribuir a un incremento de la biodiversidad. Es importante considerar que los bosques alcanzan la madurez económica mucho antes que la biológica, sin embargo, el mantenimiento y protección de bosques sobremaduros distribuidos convenientemente en el área, garantiza la preservación de la comunidad como tal y de las especies asociadas a la misma.

Conforme se integran al esquema procesos ecológicos y factores físicos adicionales, surgen numerosas interrogantes que representan necesidades de investigación. La determinación de la condición deseable o de referencia de los ecosistemas, los procedimientos de inventario de su condición actual, las consecuencias de diversas opciones de manejo, la evaluación y modelaje de procesos de sucesión y disturbio, los efectos de la introducción de especies exóticas y el desarrollo de métodos de monitoreo de los cambios en los ecosistemas son, entre muchos otros, conocimientos que deberán integrarse en la generación de esquemas sustentables de manejo, que incluyan además consideraciones económicas y sociales, esto es, la dimensión humana del problema (Aguirre, 1997).

Un importante paso dado, ha sido establecer en diferentes foros, criterios e indicadores de sostenibilidad que se apliquen a la gestión de ecosistemas forestales.

Entre los criterios que se utilizan en el ámbito de la gestión forestal sostenible se incluyen los siguientes:

- Estado y productividad del ecosistema forestal.
- Salud y vitalidad de los ecosistemas forestales.
- Conservación del suelo y de los recursos hídricos.
- Flujo de beneficios indirectos y uso social del monte.
- Nivel de contribución del ecosistema forestal a los ciclos ecológicos globales.
- Biodiversidad, etc.

Se han establecido nueve procesos regionales y/o internacionales para concertar criterios e indicadores del manejo forestal sostenible (Castañeda, 2004), a saber:

- Proceso Pan-Europeo sobre Bosques
- Proceso de Montreal
- Organización Internacional de las Madera Tropicales (OIMT)
- EL Proceso Tarapoto¹
- El Proceso Lepaterique de Centro América
- La Organización Africana de la Madera (OAM)
- El Proceso de la Zona Seca de África
- El Proceso del Cercano Oriente
- Iniciativa Regional de la Zona del Bosque Seco de Asia

Todos estos procesos implementan sus criterios e indicadores, tanto a nivel nacional como a nivel de unidad de manejo. Como resultado de los esfuerzos de varios países y de los actuales nueve procesos y/o iniciativas regionales e

¹ Anteriormente al proceso se le conocía como “Propuesta Tarapoto” pero con la culminación de los ejercicios de la validación en cada uno de sus países miembros, el nombre se cambió a “Proceso Tarapoto”.

internacionales sobre criterios e indicadores, algunos ya están usando estas herramientas de manejo para monitorear, evaluar y reportar esos alcances como una contribución al desarrollo sostenible (Castañeda, 2004).

Un avance de todos esos esfuerzos de más de diez años, es que muchos países han aceptado siete criterios² de sostenibilidad independientemente del ecosistema y/o del tipo de bosque, aunque los indicadores tienden a variar según las condiciones generales ambientales, socio-económicas, políticas y hasta culturales de los países (Castañeda, 2004).

Criterios Globalmente Reconocidos

1. Extensión de los recursos forestales
2. Diversidad biológica
3. Salud y vitalidad del bosque
4. Funciones productivas de los recursos forestales
5. Funciones protectoras de los recursos forestales
6. Funciones socioeconómicas
7. Marco institucional, jurídico y normativo.

Los siete criterios en referencia fueron ampliamente reconocidos por los participantes de la “Conferencia Internacional sobre la Contribución de los Criterios e Indicadores para la Ordenación Forestal Sostenible: el camino a seguir”, CICI – 2003 (febrero, 2003; Guatemala), por el 16º período de sesiones del Comité de Montes (COFO) de la FAO (marzo, 2003; Roma) y últimamente por la “Consulta de Expertos sobre Criterios e Indicadores para la Ordenación Forestal Sostenible, ECCI-2004 (Marzo 2004; Cebú City, Filipinas).

²La Conferencia Ministerial sobre la Protección de Bosques en Europa (CMPBE) y los procesos que cubren bosques en zonas áridas de África incluyen la contribución de los bosques al ciclo mundial del carbono en el criterio: Extensión de recursos forestales. El Proceso de Montreal identifica la contribución de los bosques al ciclo mundial del carbono en lugar de ese criterio.

El Origen de los Criterios e Indicadores

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, CNUMAD (Brasil 1992), proveyó la oportunidad para que los países discutieran y establecieran la relación entre "ambiente" y "desarrollo" poniendo el énfasis en la "ordenación forestal sostenible" como uno de los componentes más importantes para lograr el "desarrollo sostenible". Allí se estableció la Agenda 21 que ahora es el marco de referencia necesario para promover y continuar con el debate de la CNUMAD.

También como resultado de CNUMAD surgieron los "Principios Forestales" lo que se constituyó en una declaración no legalmente comprometedora para que los países hagan esfuerzos necesarios para alcanzar la sostenibilidad de los recursos forestales. Los principios pretenden lograr un consenso mundial sobre la conservación, uso y desarrollo sostenido de los bosques. El objetivo general de los principios es crear una reconciliación entre las funciones productivas del bosque con sus funciones de protección, ambientales, sociales y económicas.

Los Objetivos y Beneficios de los Criterios e Indicadores

Los criterios son un medio a través de los cuales los países pueden efectuar revisiones periódicas a los elementos de política forestal nacional. Los indicadores pueden ser cualitativos o cuantitativos y caracterizan cada criterio. Se utilizan para evaluar y/o medir el progreso alcanzado periódicamente hacia la sostenibilidad de la ordenación forestal en un país o región. Conociendo los alcances y/o el progreso alcanzado, estas herramientas de manejo permiten introducir enmiendas, cambios y/o mejoras, en las prescripciones de ordenación forestal, necesarias para poder alcanzar los objetivos finales de sostenibilidad.

La implementación de los criterios e indicadores continua y algunos procesos ya están produciendo sus informes en base a ellos. Sin embargo varios países, aún entre los más desarrollados, experimentan problemas de implementación debido a algunas deficiencias relacionadas con la: (a) capacidad técnico-administrativa

instalada que se necesita para medir, evaluar y analizar la información de campo así como para difundir los resultados de las evaluaciones, (b) definición de terminología que conlleve a un entendimiento común y (c) cantidad no manejable de indicadores. Esto ha inducido a muchos de los procesos a re-evaluar y hasta a re-definir algunos de sus indicadores.

A nivel global, la FAO por medio de su programa “Evaluación de los Recursos Forestales” (ERF) actualiza y publica la información forestal país por país. Los informes ERF se estructuran según los criterios globalmente reconocidos mencionados anteriormente, y en base a 16 tablas que proporcionarán información sobre un conjunto de indicadores globalmente compatibles (Tabla 1). Para lograr esto, ya se han establecido vínculos estrechos entre las metas políticamente definidas para la ordenación forestal sostenible (es decir los criterios) en varios de los procesos regionales y el programa ERF por medio de “Corresponsales Nacionales”.

Tabla 1: Tablas de Indicadores que Servirán de Estructura para la Actualización de ERF

T1	Extensión de los bosques y otros terrenos arbolados
T2	Propiedad
T3	Designación (funciones de los bosques y otros terrenos arbolados)
T4	Características de los bosques y otros terrenos arbolados
T5	Existencias
T6	Biomasa forestal
T7	Carbono forestal
T8	Perturbaciones
T9	Especies de árboles forestales
T10	Composición del bosque
T11	Extracción de madera
T12	Valor de la extracción de madera
T13	Extracción de PFNM
T14	Valor de la extracción de PFNM
T15	Sitios para funciones sociales
T16	Empleo

Según FAO (2004) Guatemala en su Inventario Nacional Forestal (INF) de 2002-03 como parte de su ERF, abordando el punto 5.3.2 Existencias de biomasa y reservas de carbono; refiere que la información sobre las existencias de biomasa es fundamental para evaluar la cantidad de carbono que existe en la vegetación

leñosa del bosque y de las otras tierras boscosas. La información sobre las existencias de biomasa también es importante desde el punto de vista energético.

En el Informe Nacional de Honduras (2003), se reporta que Centroamérica y Cuba con el apoyo de la FAO y bajo la coordinación del Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas (CCAB/AP), celebraron su reunión de expertos en enero de 1997, y como resultado se adoptaron cuatro criterios y 40 indicadores para Centroamérica, proponiéndose además una guía de ocho criterios y 53 indicadores para los países de la región centroamericana y Cuba (Tabla 2), y se bautizó el naciente proceso con el nombre de Lepaterique.

Tabla 2: Criterio a escala regional, nacional y de unidad de manejo para la ordenación forestal sostenible en Centroamérica "Proceso de Lepaterique" Taller de Expertos, Tegucigalpa del 20-24 de Enero de 1997

Escala Regional	Escala Nacional	Unidad de Manejo
Criterio 1 Existencia de un marco jurídico, político, institucional, técnico, económico y social que garantice y promueva el manejo sostenible y la conservación de los bosques.	Criterio 1 Existencia de un marco jurídico, político, institucional, técnico, económico y social que garantice y promueva el manejo sostenible y la conservación de los bosques.	Criterio 1 Marco político, jurídico e institucional para favorecer el manejo forestal sostenible.
Criterio 2 La conservación y mantenimiento de los servicios ambientales de los recursos forestales.	Criterio 2 Cobertura forestal.	Criterio 2 Producción Forestal Sostenible.
Criterio 3 Mantenimiento de la capacidad productiva de los ecosistemas forestales.	Criterio 3 Sanidad y vitalidad de los bosques.	Criterio 3 Mantenimiento de la diversidad biológica de los ecosistemas forestales.
Criterio 4 Mantenimiento y mejoramiento de los servicios múltiples beneficios sociales, económicos y culturales de los ecosistemas forestales para atender las necesidades de los diferentes grupos humanos.	Criterio 4 Contribución de los ecosistemas forestales a los servicios ambientales.	Criterio 4 Producción del suelo y del agua.
	Criterio 5 Diversidad biológica en los ecosistemas forestales.	Criterio 5 Mantenimiento y mejoramiento de los beneficios socioeconómicos locales
	Criterio 6 Funciones productivas de los ecosistemas forestales.	
	Criterio 7 Capacidad científica y tecnológica para el desarrollo de los recursos forestales.	
	Criterio 8 Mantenimiento y mejoramiento de los múltiples beneficios sociales, económicos y culturales de los ecosistemas forestales para atender las necesidades de los diferentes grupos humanos.	

Dicho país, considera que los Criterios constituyen uno de los instrumentos económicos y políticos de vanguardia para facilitar el progreso hacia una ordenación sostenible de los bosques. Bajo la coordinación de la Agenda Forestal Hondureña (AFH), en el año 2000 se culminó la formulación de los Criterios e Indicadores para la Ordenación Forestal Sostenible de Honduras; validándose con los diferentes actores involucrados ocho criterios y 52 indicadores a nivel nacional, así como de cinco criterios y 51 indicadores a nivel de Unidad de Manejo Forestal (UMF) como de cinco ámbitos, 15 factores, 46 criterios y 230 indicadores para el monitoreo de áreas protegidas.

En los últimos tiempos se ha afianzado en Cuba el concepto de Manejo Forestal Sostenible, dándose los pasos pertinentes de forma práctica para aplicar esta concepción (Montana *et al*, 2005).

En estos momentos se organizan y fortalecen los trabajos de Ordenación de Bosques; se incrementan y consolidan las Fincas Forestales Integrales; se emplean en las áreas donde se aplican los sistemas agrosivopastoriles; se ejecuta la reforestación de las principales cuencas hidrográficas y el establecimiento de la protección de embases y fuentes fluviales mediante la creación de las franjas hidrorreguladoras se ha convertido en política sistemática, además se evalúan las áreas objetos de talas con tiempo de antelación suficiente con vista a asegurar la sostenibilidad de los bosques.

Junto a todas estas acciones, el Grupo Empresarial de Agricultura de Montaña (GEAM), asesorado por la Dirección Forestal del MINAGRI, ha empezado a concentrar los esfuerzos en implementar los procesos de monitoreo de los Criterios e Indicadores de manejo Forestal Sostenible, para que las Unidades de Manejo de las empresas forestales los extiendan y apliquen de la misma manera.

En el año 2005 se publicó un manual por parte de la Dirección Forestal cubana, sobre las generalidades y definición de cuáles son los Criterios e Indicadores que a nivel nacional deben aplicarse e implementarse para nuestras condiciones, lo cual mediante un proyecto de colaboración con la FAO, permitirá adquirir los conocimientos necesarios a los técnicos y dirigentes de nuestras empresas en lo concerniente a esta temática.

Generalidades sobre los Criterios e Indicadores:

Criterio: Categoría de condiciones ó procesos mediante los cuales se puede evaluar el manejo forestal sostenible. Se caracteriza por un conjunto de indicadores relacionados, que se monitorean periódicamente para estimar el cambio.

Indicador: Es una medida de un aspecto de un criterio, una variable cuantitativa que se puede medir o describir y que muestra tendencias cuando se observa periódicamente.

Algunos indicadores se componen de verificadores, los cuales complementan y aclaran el análisis integral de un indicador.

Tabla 3: Calificación de los Criterios e Indicadores

ESCALA DE VALORES		
Descripción	Calificación	Posibles Acciones
- Cuando el desempeño del indicador está por encima	4 (sobresaliente)	- Perfeccionar el trabajo
- Cuando el desempeño del indicador cumple la norma	3 (favorable)	- Recomendaciones generales y perfeccionamiento
- Cuando el desempeño del indicador está ligeramente por debajo de la norma	2 (débil)	- Perfeccionamiento de la actividad técnica - Trabajar en las recomendaciones
- Cuando el desempeño del indicador está muy por debajo de la norma	1 (extremadamente débil)	- Cumplir con las recomendaciones, revisar los manejos, analizar los planes anuales y su ejecución
- Cuando el indicador no se aplica	NA (no aplicable)	

Tabla 4: Criterios e Indicadores que están aprobados para implementar en las condiciones Cubanas

CRITERIO	INDICADORES	VERIFICADORES
Cobertura forestal	- Total de área cubierta (TAC, en ha)	
	- Índice de boscosidad actual (Ib en %)	
	- Relación entre el TAC y la superficie cubierta potencial en %.	
	- Efectividad de las plantaciones realizadas	- Logro del conteo (L en %) - Supervivencia al tercer conteo (SV %)
	- Área pendiente por reforestar	- Áreas taladas, áreas quemadas, relación entre el área establecida y el área talada (RET)
	- Árboles en área urbanas.	- Número de árboles existentes (NA); nivel de complementación (NC) en %
Sanidad y vitalidad de los ecosistemas forestales	- Bosques afectados por incendios forestales	- Números de incendios ocurridos (NI) - Superficie recorrida total por incendios (SRT en ha)
	- Bosques afectados	- Invasión de especies exóticas indeseables - Libre pastoreo - Plagas y enfermedades - Otras causas
	- Bosques necesitados de manejo sirvícolas	- Limpias - Raleos - Podas - Reconstrucción y embellecimiento de los bosques
	- Medidas de conservación de suelo (MCS). Necesidades y ejecución anual.	- En área cubierta - En área deforestada - En área inforestal
Contribución de los ecosistemas ambientales a los servicios forestales	- Acciones orientadas a la protección de la biodiversidad	- Formaciones forestales representadas en las áreas protegidas aprobadas - Ejecución de programas para la conservación de especies endémicas y/o amenazadas - Ejecución de programas de los recursos genéticos forestales - Programa de educación y extensión para la conservación de los bosques
	- Protección de los cuerpos de agua	- Presas (superficie protegida en ha y %) - Micropresas (superficie protegida en ha y %) - Corrientes fluviales (superficie protegida en ha y %)
	- Protección de la faja costera	- Superficie protegida en ha y %

	- Área afectada por la acción minera	- Superficie total afectada (STA, en ha) - Superficie recultivada (SR en %)
	- Contribución de los ecosistemas forestales a la reducción del efecto invernadero y a la estabilización de los cambios climáticos.	- Capacidad sumidero de las áreas forestales - Área forestal - Área inforestal
Funciones productivas de los ecosistemas forestales	- Índice de Rendimiento Sostenido (IRS)	- Índice de rendimiento sostenible en bosques productores (IRSBP) - IRS en bosques protectores (IRSBprot.) - Índice de rendimiento sostenido total (IRST)
	- Porcentaje de madera extraída de bosques naturales	
	- Superficie de bosques bajo régimen de explotación que emplean técnicas y tecnologías inadecuadas	
	- Volumen de producción de productos forestales no madereros	
	- Sistemas agrosilvopastoriles (ha)	- Superficie potencial (SP en ha) - Superficie manejada (SM en ha) - Porcentaje que representa SM de la SP
	- Fincas Forestales	- SP en (ha) - Superficie bajo régimen de fincas forestales - Porcentaje que representa
Multiple beneficios socioeconómicos para cubrir las necesidades de la sociedad. Su mantenimiento y mejoramiento	- Salario en el sector forestal	- Salario medio mensual
	- Ocurrencia de accidentes de trabajo	- Accidentes parciales - Accidentes mortales
	- Valor de la producción forestal	
	- Porcentaje que representa de la producción mercantil del territorio	
	- Terrenos forestales manejados para la recreación y el turismo, así como otras necesidades espirituales.	- Costos de caza con planes de manejo aprobados. - Senderos de naturaleza y Ecoturismo.

El Proyecto de Ordenación Forestal realizado en 1986 para La Península de Guanahacabibes, solo previó hacer un uso sostenible del bosque como productor de madera, esto sin tener en consideración el potencial de productos no madereros, tampoco se tuvo en cuenta su importancia social y ambiental (Camejo, 2007)

Camejo (2007) evaluó el comportamiento de los criterios e indicadores para las condiciones concretas de la Unidad de Manejo “Bolondrón” de la Unidad Silvícola “El Valle” perteneciente a la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes, como base para la ordenación forestal que se implementara ese año en la misma. Determinando los cambios ocurridos desde el 2000 al 2006 y la valoración del nivel de sostenibilidad con el que se había venido trabajando en dicha Unidad de Manejo en el periodo de seis años; estableciéndose el plan de manejo para los bosques naturales afectados por huracanes.

A partir de datos estadísticos acumulados en la Unidad Silvícola del Valle y del Departamento de Silvicultura y Ordenación de Bosque de la EFI Guanahacabibes, realizó una evaluación de los cambios ocurridos, así como la validación de los Criterios y 27 Indicadores definidos para el Área de Manejo, auxiliados por 58 verificadores.

MATERIALES Y METODOS

El trabajo de campo se realizó entre los años 2004-2007 en la Reserva de Biosfera “Península de Guanahacabibes”, que cuenta con una extensión de 101 500 hectáreas; las áreas muestreadas se corresponden con dos sectores de la Reserva (El Veral y Cabo Corrientes), en bosques semidecíduos que es la formación vegetal más representada en la península y ocupa alrededor del 60 % del área total (Delgado *et al.*, 2000).

Ubicación

Guanahacabibes se encuentra dentro del Distrito Pinaré en el subdistrito de la Llanura Costera Meridional y Occidental, formando el grupo de paisajes de la Llanura Cársica y Pantanosa de Guanahacabibes (Ferro *et al.*, 1995). Está formada por dos penínsulas; la del Cabo de San Antonio, que se extiende hacia el W-SW hasta el punto más occidental del territorio cubano (el Cabo de San Antonio) y la de Corrientes, que se prolonga hacia el SW, separadas ambas por la Ensenada de Corrientes. Como límites físicos se fijan al N el Golfo de Guanahacabibes, por el S la Ensenada de Corrientes, al W el Estrecho de Yucatán y al E el Istmo Fé-Cortés (Instituto de Geografía, 1989). Del territorio peninsular, alrededor del 87% lo constituye la Reserva de la Biosfera. (Figura 1)



Figura 1: Esquema de ubicación geográfica de la Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes.

Principales elementos de la caracterización geográfica y ambiental en general.

La geología de la península esta conformada por un terreno joven, entre los tres recientes adosados a Cuba, conjuntamente con el S de la Isla de la Juventud y la Península de Zapata. Donde se evidencia el predominio de las rocas calizas, las cuales en su mayoría proceden de arrecifes originados en el Pleistoceno Inferior. La altura máxima en la península no sobrepasa los 26 metros (Acevedo, 1992) citado por Mujica, (2008).

Desde el punto de vista climático, en Guanahacabibes se distinguen aspectos de los elementos que conforman su clima, tal es el caso de la distribución anual de lluvias, que se manifiesta en dos estaciones, la menos lluviosa de noviembre hasta abril y la lluviosa de mayo a octubre. Según datos tomados del Centro Meteorológico Provincial de Pinar del Río (2008), de observaciones trihorarias por la estación climatológica del Cabo de San Antonio, en los últimos 30 años, el valor anual de precipitaciones osciló de 1 006 a 2 377 mm, y para el período de estudio con un promedio anual de 1 498 mm. La temperatura media anual de los últimos 30 años se ha mantenido alrededor de 25.4 °C, y en el período de muestreo fue 25.6 °C; la del mes más caluroso 28.3 °C y la del mes más frío 22.3 °C.

La humedad relativa (HR) promedio de los últimos 30 años fue de 81.4 %. El promedio anual en el período analizado es de 78 %; la media en el mes más seco es 74 %, mientras que en el período de lluvia es 82.8 %, siendo la HR alta durante todo el año.

Delgado y Sotolongo (1987), determinan para el territorio de la Península dos bioclimas diferentes, señalando que en la parte más occidental se manifiesta un bioclima Thermoxerochiménico con un período seco de dos meses al comenzar el período lluvioso. Para la región central y oriental, no se presentan períodos secos y hay una distribución más uniforme de las lluvias, con un bioclima Euthermoxérico

Con los valores de precipitación y temperatura obtenidos por la Estación del Cabo de San Antonio de los años 2004-07, se confeccionó un diagrama climático que se presenta en la figura 2.

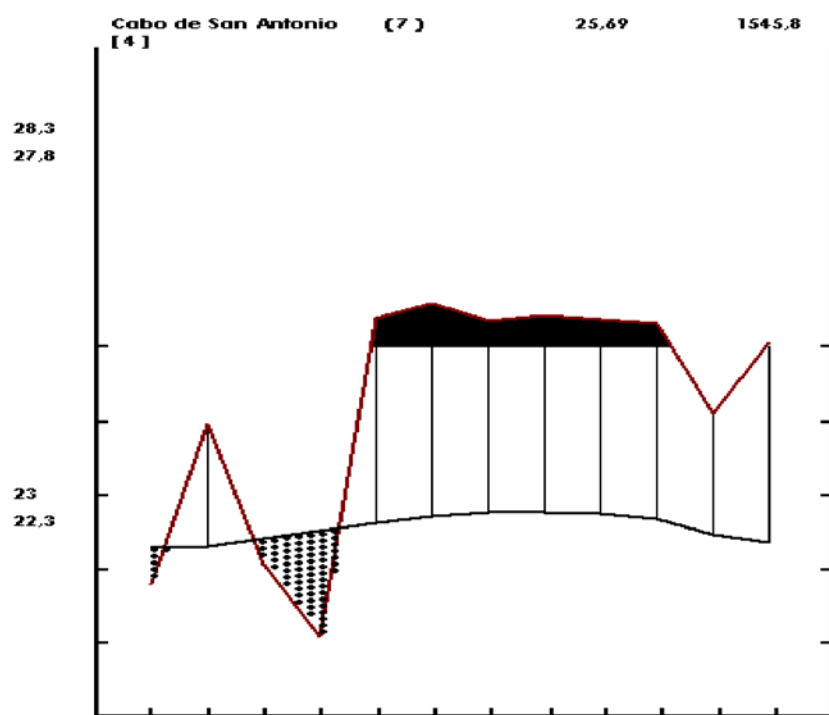


Figura 2: Diagrama climático de los cuatro años de estudio; datos de la Estación del Cabo de San Antonio.

Referente a los suelos de Guanahacabibes, en la formación vegetal de bosque semideciduo de la Península aparece como sustrato predominante el Carso desnudo, de llanura o diente de perro, que varía desde desnudo hasta parcialmente cubierto por el tipo de suelo predominante que se desarrolla sobre él: La Rendzina Roja (Instituto de Suelos, 1979).

Son suelos jóvenes, poco desarrollados desde el punto de vista de su formación, con magníficas propiedades físicas y químicas, sus limitantes fundamentales están dadas por su escasa profundidad y la frecuencia con que aflora el lapiez. Este tipo de suelo es el más extendido en la Península, ocupando un área de 219.6 km² (Instituto de Suelo, 1979).

En las oquedades cársticas se acumula una capa de hojarasca que oscila entre dos y cinco centímetros y se observa la presencia de estera radical en matriz de humus (ERf) (Alfonso, 1999), que en dependencia de las características de cada área varía entre dos y ocho centímetros.

La vegetación de Guanahacabibes está dominada por el bosque semidecuido (Delgado *et al*, 2000), con una marcada estacionalidad, dada por la producción de hojarasca en los seis meses menos lluviosos (noviembre-abril), superiores al 60% de la producción anual promedio. Esta formación vegetal aparece bien descrita y caracterizada por Delgado (1999), en la cual predominan dos estratos arbóreos (superior e inferior) y uno arbustivo, así como la existencia de unas 120 especies, con una densidad promedio de 6 000 a 8 000 individuos por hectáreas.

Áreas de investigación

Las parcelas de estudio de la hojarasca fueron ubicadas en dos localidades de bosque semidecuido: El Veral para efectos de un tratamiento silvícola, en dos áreas (Veral I y II); y península de Cabo Corrientes para efectos de Huracán, en otras dos áreas (Uvero Quemado y Reserva de Cabo Corrientes). (Figura 3).

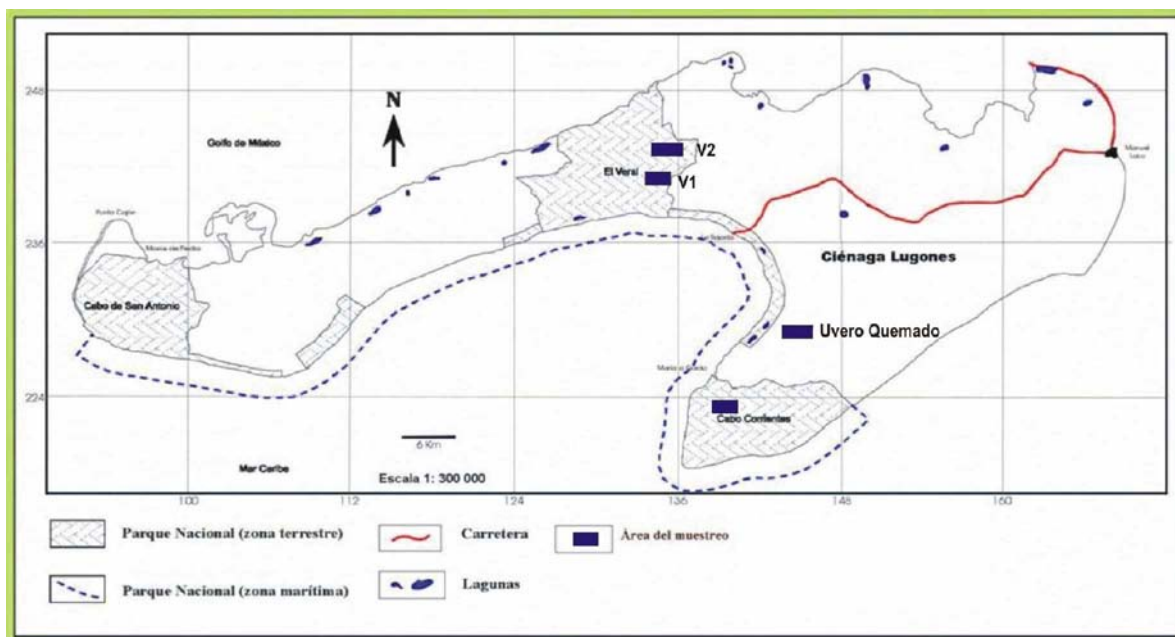


Figura 3: Mapa con la ubicación aproximada de las áreas de estudio, donde V1 es Veral 1, V2 es Veral 2.

Cada área representa una situación específica de funcionamiento y dinámica sucesional, por lo cual fueron establecidas en los respectivos diseños que se definieron en diferentes proyectos de investigación. Delgado (1999) documentó los casos referidos a El Veral, y Delgado *et al.* (2006) los de la península de Cabo Corrientes. La caracterización por área se resume en:

🌳 El área Veral I se encuentra dentro de la Reserva Natural El Veral, declarada protegida desde 1963. En esa fecha se encontraba totalmente desprovista de vegetación arbórea al ser utilizada para el cultivo de viandas. En estos 45 años, en ella se han producido procesos de sucesión vegetal, Delgado (1999) la describe en la fase sucesional Fiera II media, sometida a un alto estrés ecológico, donde se evidencia una marcada esclerofilia de sus hojas y una densidad de individuos que sobrepasan los 8000 ind/ha, y un volumen de madera de 106 m³/ha. Estudios recientes de Delgado *et al.* (2006) han detectado cambios considerables producidos en su estructura y composición florística como: disminución de la densidad (ahora se establecen entre 4000 a 4500 ind/ha), disminución de la riqueza de especies forestales (de 50 a 38), volumen de madera (actualmente es de 111,06 m³/ha), y cambio en su fase sucesional (inicio de la Homeostasis II). Las especies que predominan el estrato arbóreo inferior y el arbustivo son: *Gerascanthus gerascanthoides* (Hbk) Borhidi, *Savia sessiliflora* (Sw.) Willd, *Guettarda elliptica* Sw., *Bourreria succulenta* Jacq. y *Adelia ricinella* L.. En el estrato arbóreo superior sobresalen por su abundancia *Cedrela odorata* L., *Celtis trinervia* Lam. y *Antirhea lucida* (Sw.) Benth. & Hook. f. Se presenta sobre carso parcialmente cubierto, en un 70 % del área, por Rendzina Roja.

🌳 El área Veral II se encuentra también dentro de la Reserva Natural El Veral, con un alto grado de conservación, cercano a los bosques originales, estando en fase Homeostasis II (Delgado, 1999). Es de destacar el alto porcentaje de rocosidad del 85 % del suelo, considerándose como carso desnudo muy

agresivo, con acumulaciones orgánicas en las oquedades, donde predomina la Rendzina Roja Típica. La densidad de individuos es de 5500 a 6000 ind/ha y un volumen maderable de 350 a 400 m³/ha. En el estrato arbustivo se destacan especies como: *Erythroxylum havanense* (Jacq.) Bisse y *Faramea occidentalis* (L.) A. Rich. En el arbóreo inferior: *Drypetes alba* Poir y *Oxandra lanceolata* (Sw.) Baill y en el superior: *Cedrela odorata*, *Gerascanthus gerascanthoides*, *Celtis trinervia* y *Bursera simaruba* (L.) Sargent. Delgado *et al.* (2006) plantea también pequeños cambios en su estructura fundamentalmente en un ligero incremento de su densidad.

✚ En el área de Cabo Corrientes, las parcelas están ubicadas dentro de la Reserva Natural Cabo Corrientes, bajo categoría de Reserva Natural desde 1963; antes de esta fecha fue sometida a un alto grado de aprovechamiento forestal en todos sus estratos, quedando como un matorral secundario. En los últimos 45 años se ha producido una dinámica sucesional natural, situada en el inicio de la fase de Homeostasis II (Delgado *et al.*, 2006). Cuenta con un total de 32 especies, una densidad de individuos de 5260 ind/ha y un volumen de madera de 154 m³/ha. Presenta tres estratos: el arbustivo con altura media de 3.5 m, donde predominan las especies *Savia bahamense* Britt y *Savia sessiliflora*; el estrato arbóreo inferior con altura media de 6.2 m y con dominancia de *Atheramnus lucida* Sw. y *Capparis cynophallophora* L.; y el estrato superior de altura media de 13.5 m muy abierto donde resalta la presencia de *Gerascanthus gerascanthoides* y *Mastichodendron foetidissimum* (Jacq.) Cronq. En general predominan especies de hojas pequeñas y coriáceas adaptadas a las condiciones de estrés edáficas y de humedecimiento. Se presenta sobre carso parcialmente cubierto, en un 35 % del área por Rendzina Roja.

✚ Uvero Quemado, es un área de bosque semideciduo la cual ha sido afectada por el aprovechamiento forestal a través del tiempo, pero la intensidad de la intervención no ha provocado una alta degradación del bosque, manteniendo su estructura original de tres estratos y presenta una diversidad de 37 especies forestales, y una alta densidad de individuos en el estrato arbustivo y arbóreo

inferior, lo que hace que su altura media sea baja, con valores de 3.2 y 6.6 m., lo cual hace que la densidad general del bosque oscile entre 6750 a 7000 ind/ha, con un volumen de madera de 152 m³/ha. Las especies que dominan el estrato arbustivo son: *Savia sessiliflora* y *Faramea. occidentalis*. En el estrato arbóreo inferior predominan *Drypetes alba*, *Atheramnus lucida* Sw., *Erythroxylum areolatum* L. y *Oxandra lanceolata*. El arbóreo superior es más denso que en la Reserva de Cabo Corriente, donde están presente *Cedrela odorata*, *Mastichodendron foetidissimum* y *Gerascanthus gerascanthoides*. Se presenta sobre carso parcialmente cubierto, en un 40 % del área, por Rendzina Roja.

Métodos y procedimientos de la investigación.

Para el caso de los efectos de Huracanes en Cabo Corrientes y Uvero Quemado se tuvieron en cuenta los criterios de diseño asumidos por los diferentes autores antes mencionados y la dinámica recuperativa en tres etapas que ya tenía la vegetación, posterior a diferentes aprovechamientos forestales practicados para el monitoreo de la vegetación, a partir del impacto del Huracán Iván (2004). En cambio para la localidad “El Veral” en sus dos áreas (I y II) se muestrearon parcelas anteriormente establecidas (desde 1989) para el monitoreo de la vegetación, según los aspectos del diseño mencionados y se desarrollaron las mediciones durante los años 2006 – 2007 que luego se compararon con iguales resultados obtenidos por Reyes (1999) en la misma área.

Dentro de cada parcela de vegetación, se establecieron al azar, ocho colectores de hojarasca, para lo cual se dividió el área de cada sitio-réplica en cuadrados de (5 x 5 m) y se enumeraron los mismos; posteriormente se fueron situando los colectores según quedó establecida por la numeración aleatoria obtenida.

Unidad muestral: Parcelas de 0.5 m²

Tamaño de muestra: 64 parcelas

Variables:

Independientes:

- Sitios con diferentes tiempos de recuperación de la estructura del bosque semideciduo, después de impactos antrópicos y naturales.

Dependiente:

- Características de la dinámica post impacto de:
 - o Caída de hojarasca
 - o Acumulación de la hojarasca
 - o Descomposición de la hojarasca

Distribución temporal del muestreo:

El Veral: Referencias de información de Reyes (1999); mediciones en los años 2006 y 2007.

Cabo Corrientes y Uvero Quemado: mediciones de los años 2004 al 2007.

La colecta de hojarasca se realizó por el método de áreas pares (Wiegert y Evan, 1964), modificado por Lommcki *et al.* (1968) y adaptado por Rodríguez (1986) para ecosistemas boscosos.

Los colectores se señalaron sobre el suelo, cubriendo cada uno un área de 1 x 0.5 m, representando el número de ocho colectores el 0.64 % de área muestreada en cada sitio-réplica, lo que se considera representativo de acuerdo a los resultados de Lastres (1990). La media obtenida constituyó el valor resultante para cada sitio-réplica. El material colectado fue depositado en bolsas de polietileno, debidamente señalado por réplica y área.

Las muestras fueron separarlas por componentes (hojas, ramas, flores, frutos, semillas y material descompuesto) y se secaron en estufa a 80 °C hasta peso constante. Posteriormente se procedió al pesaje del material vegetal, expresando el resultado en $\text{g m}^{-2} \text{mes}^{-1}$.

La velocidad de descomposición de la hojarasca se determinó según Lomnicki *et al.* (1968), a partir de conocer la cantidad de hojarasca caída (*litter fall*) y de hojarasca en el suelo (*litter standing crop*) en un lapso determinado.

Para calcular la constante de descomposición (K) según Olson (1963), se utilizaron los datos obtenidos por colecta de la hojarasca caída anualmente (Ho) y el promedio de mantillo presente en el suelo (M) de cada sitio-réplica, según la fórmula: $K = (Ho) / (M); (g\ m^{-2}\ año^{-1}) / (g\ m^{-2})$.

Análisis de los datos:

Considerando la distribución del muestreo, tanto espacial como temporal, y las mediciones diferenciadas que se desarrollaron para dos sectores (Veral y Cabo Corrientes), con sus respectivas localidades, se realizaron los análisis estadísticos siguientes, empleando el software SPSS vers. 13:

- Análisis estadísticos exploratorios (descriptivos) de los valores de la tendencia central y la variabilidad para la manifestación de la caída y acumulación por sitios y por cada año en el sector Cabo Corrientes (localidades Cabo Corrientes y Uvero Quemado)
- Análisis de Correlaciones utilizando el método de Pearson $\alpha = 0,05$, para la relación entre los elementos de la dinámica de la hojarasca Caída y Acumulada en los sitios de evaluación de Uvero Quemado y Cabo Corrientes para los años 2006 y 2007.
- ANOVA $\alpha = 0,05$, entre los tratamientos en el sector El Veral (Veral I y Veral II) considerando los valores de Caída y Acumulación en los dos años medidos.
- Muestras Pareadas a partir de los valores de producción de hojarasca para establecer significación o no de la variabilidad encontrada entre los tratamientos de El Veral.

RESULTADOS Y DISCUSION

Caracterización de la dinámica de hojarasca de bosques semidecíduos, post impactos de huracanes en las localidades de Cabo Corriente y Uvero Quemado.

Después del paso del Huracán Iván en septiembre de 2004, se encontró en las parcelas medidas ($0,5 \text{ m}^2$) dentro de cada unidad de muestreo de la vegetación, una sobreacumulación de la hojarasca sobre el suelo que fluctuó entre 1622.3 y $1724,1 \text{ g/m}^2$, lo cual se asume como consecuencia de la defoliación y el derribo de árboles, donde además de los aportes propios de las especies vegetales (fase fenológica) que ya existían en esta etapa, se les suman los ocurridos a causa de las afectaciones a la estructura del bosque por el alto porcentaje de pérdida de follaje (ramas y hojas) debido al efecto de este fenómeno meteorológico.

Estos valores resultan extraordinarios, si se tiene en cuenta que estudios anteriores (Reyes, 1999) habían determinado que en esta época los acumulados para este tipo de bosque semidecuido en varias localidades de la península, fluctúan entre 612.7 y 677 g/m^2 .

Los espesores de hojarasca encontrados, más la abundancia de ramas mayores de un centímetro de diámetro llegaron a constituir un peligro inminente de incendio forestal por la cantidad de material inflamable que se acumuló sobre el suelo, más aún cuando comenzaba la época de seca, y con ella la defoliación fenológica de algunas especies, lo que contribuiría a un aumento de esta acumulación.

El comportamiento de estos valores después del impacto se muestra en la figura 4, encontrándose menores acumulados de hojarasca en Cabo Corrientes con respecto a Uvero Quemado, lo que puede estar dado por el grado de conservación de la vegetación de cada uno de estos sitios, al demostrarse que las acciones de aprovechamiento forestal a que estuvo sometido este último, ha representado pérdidas de cobertura del dosel, incidiendo esto en un mayor efecto del huracán sobre a la estructura del bosque y por ende mayores aportes de hojarasca.

Sin embargo en las parcelas de Cabo Corrientes donde existía una mejor estructura del follaje (más cerrado y entrelazados los individuos) fue menos intenso el impacto, se experimentaron menores pérdidas y por ende la acumulación fue menor.

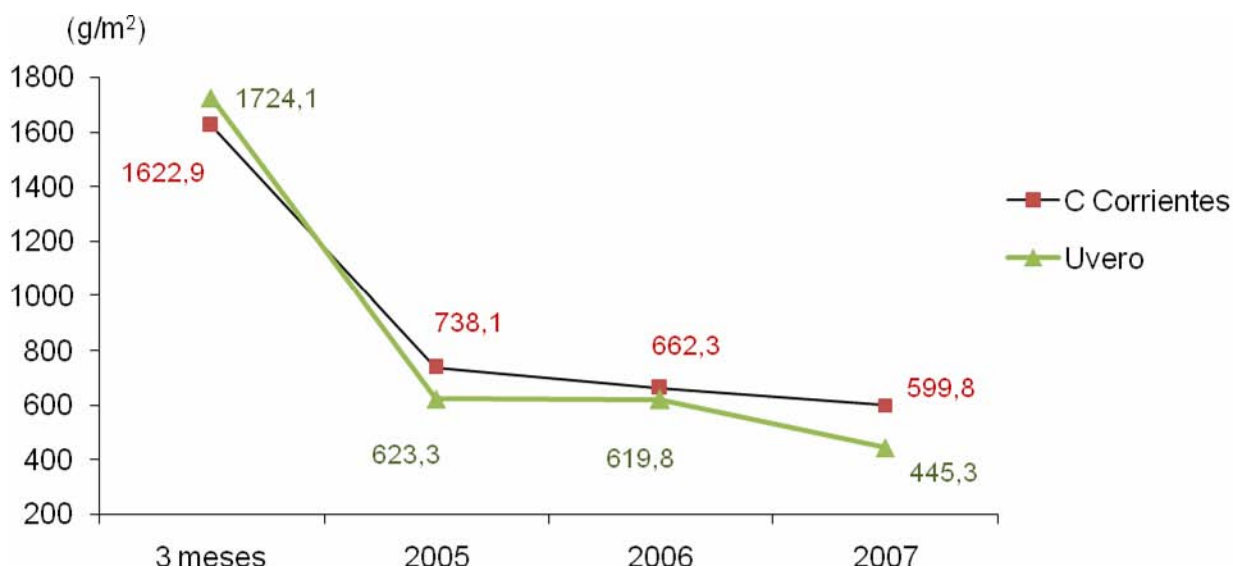


Figura 4: Dinámica de los acumulados de la hojarasca en bosques semidecuidos de Cabo Corrientes y Uvero Quemado después del paso de los huracanes Iván y Wilma.

Un año después, se puede apreciar de forma general una disminución de la hojarasca acumulada. Esta disminución es más acentuada en las parcelas de la vereda de Uvero como consecuencia de la pérdida del follaje del dosel y el proceso de descomposición de este material acumulado sobre el suelo, lo cual evidencia la relación existente entre la producción o caída de las hojas muertas y la velocidad de descomposición de las mismas.

En Cabo Corrientes se manifiestan mayores acumulados debido a que éste posee como material de procedencia una vegetación mayormente micrófila y esclerófila, con más permanencia de la hojarasca en el tiempo, aún cuando su estrato arbóreo fuera menos afectado por los huracanes.

Durante los dos años posteriores se aprecia que continúa la tendencia general a la disminución de los acumulados de hojarasca sobre el suelo del bosque; en el caso de Uvero Quemado los valores aún son menores lo que apunta a incrementos en la velocidad de la descomposición de la materia orgánica en este.

La biomasa de hojarasca por componentes en las dos áreas de estudio, en los primeros momentos después del paso del Huracán (Figura 5), evidencia una homogeneidad en sus acumulados; se aprecian mayores acumulados de ramas y hojas como consecuencia de las pérdidas del follaje por los efectos del huracán sobre la vegetación.

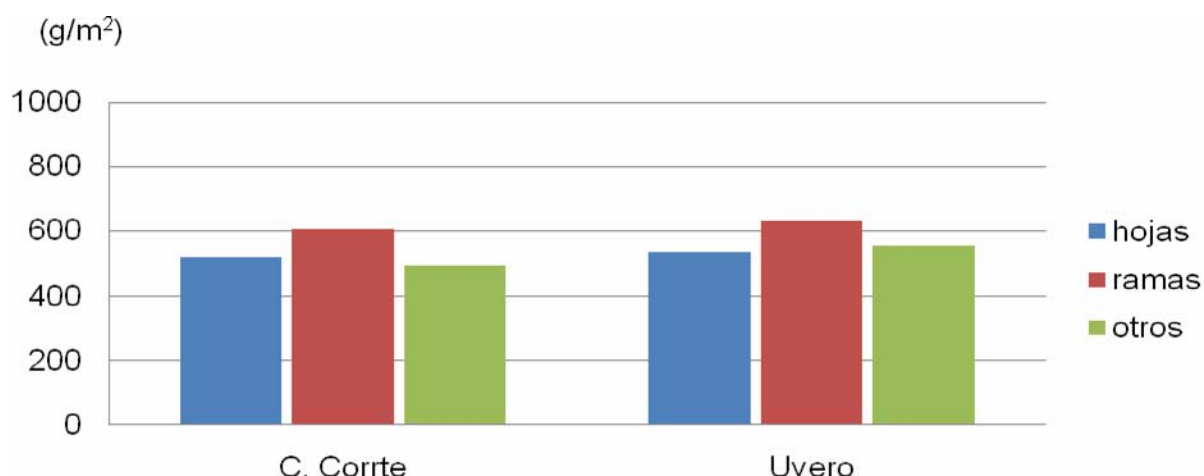


Figura 5: Biomasa de hojarasca acumulada sobre el suelo, por componentes, en dos áreas de bosques semidecíduos, tres meses después del paso del Huracán Iván. En otros se consideran flores, frutos, semillas y material descompuesto.

Estos acumulados de hojarasca por componentes, un año después (Figura 6), evidencian, que a diferencia de la mayoría de los trabajos consultados, el material leñoso es el que mayor proporción refleja para todas las áreas, lo cual, al ser propio de ecosistemas alterados, puede inferirse como un elemento indicador de impacto; apreciándose una disminución de los acumulados de hojas como consecuencia de escaso aporte procedente del estrato arbóreo superior y por presentar una descomposición más rápida que el material leñoso.

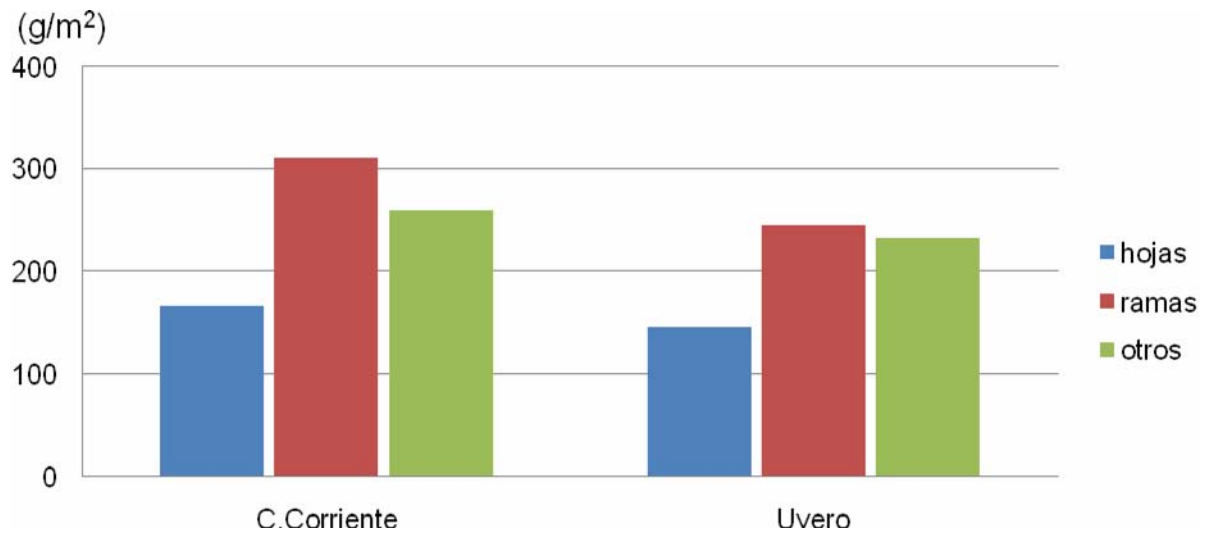


Figura 6: Biomasa de la hojarasca acumulada sobre el suelo, por componentes en dos áreas de bosques semidecíduos, un año después del paso del Huracán Iván.

La descomposición de los residuos vegetales ha sido mayor en Uvero Quemado (Figura 7), área que recibió los mayores aportes de la elevada desfoliación provocada por el huracán. Tal situación pudo haber estado favorecida por la abundante presencia de claros en el dosel, los cuales se incrementan por la combinación de efectos del manejo con los de los huracanes; lo anterior corrobora lo planteado por Richards (1952), citado por Rodríguez *et al.* (1986), respecto a los mecanismos para reciclar rápidamente los nutrientes a través de la hojarasca en desintegración.

Como se puede apreciar en la figura 7, la amplitud entre las variables analizadas (producción, acumulación y descomposición) es menor en el bosque más conservado (Cabo Corrientes) que en el de mayor perturbación (Uvero Quemado), lo que puede constituir un indicador para los bosques estudiados. La mayor o menor dispersión de los valores de caída, acumulación y descomposición de la hojarasca puede ser indicador del estado de conservación/perturbación del sitio.

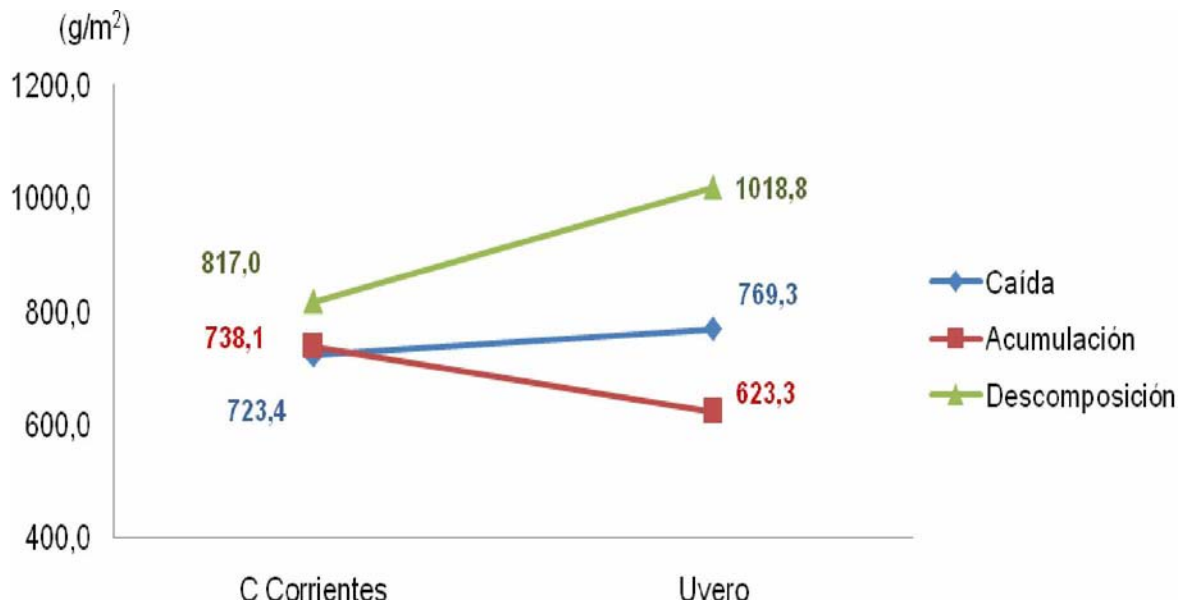


Figura 7: Relación entre la producción, acumulación y descomposición de la hojarasca en dos áreas de bosques semidecíduos, un año después del impacto del Huracán Iván.

Cuando se analiza la relación entre las variables de producción (caída) y acumulación de la hojarasca en los diferentes años reportados del seguimiento posterior al paso de los huracanes Iván y Wilma (Tabla 5), se aprecian correlaciones significativas entre los valores obtenidos y por ende más importantes para los análisis, la siguiente:

- La relación de la acumulación en el 2007 respecto a la producción en los dos años 2006 y 2007; lo cual ratifica el papel de los aportes de la defoliación incentivados por los huracanes más la dinámica natural del sistema en las cifras acumuladas, y que la descomposición ocurrida (no incorporada en el análisis) aún no es la que marca la diferencia visto ello como fenómeno global de este sector oriental de la Reserva.

Tabla 5: Matriz de correlaciones entre los acumulados y la caída de hojarasca en los dos sitios de evaluación de Uvero Quemado y Cabo Corrientes para los años 2006 y 2007.

		ACUM06	ACUM07	CAÍDA06	CAÍDA07
ACUM06	Correlación de Pearson	1,000	,306	,441*	,362
ACUM07	Correlación de Pearson		1,000	,539**	,550**
CAÍDA06	Correlación de Pearson			1,000	,965**
CAÍDA07	Correlación de Pearson				1,000

* La Correlación es significativa al nivel de 0.05

** La Correlación es significativa al nivel de 0.01

Si se especifica el análisis para la relación acumulación – producción, pero, entre los dos sitios de evaluación, en cuanto a la dinámica anual de ambas variables para cada sitio (Figura 8), se aprecia:

- los valores de caída de hojarasca en el 2006 no muestran diferencia notable entre los dos sitios; no obstante se aprecia en el año 2007 un ligero incremento de los valores de caída. Esta situación no expresa realmente lo que otros estudios han reportado respecto a la dinámica del ecosistema forestal en relación con los impactos de manejo más los de huracanes, ya que era de esperar una diferencia evidente de Uvero Quemado con respecto a Cabo Corrientes tal como se expone por Ferro *et al.* (2006) acerca del efecto de las talas selectivas y su relación con el huracán Iván; en tal caso podemos entender que dos años no son suficientes para detectar la variabilidad.
- la diferencia encontrada entre la acumulación de Uvero Quemado respecto a Cabo Corrientes en el 2007, sugiere entenderlo como la mayor persistencia del material producido por el bosque en Cabo Corrientes debido básicamente a la esclerofilia y perdurabilidad de las hojas en el sustrato, procedente de un bosque más predominantemente micrófilo, con muchos más componentes siempreverdes; también todo ello, en general, es indicativo de una mayor lentitud de los procesos de descomposición.

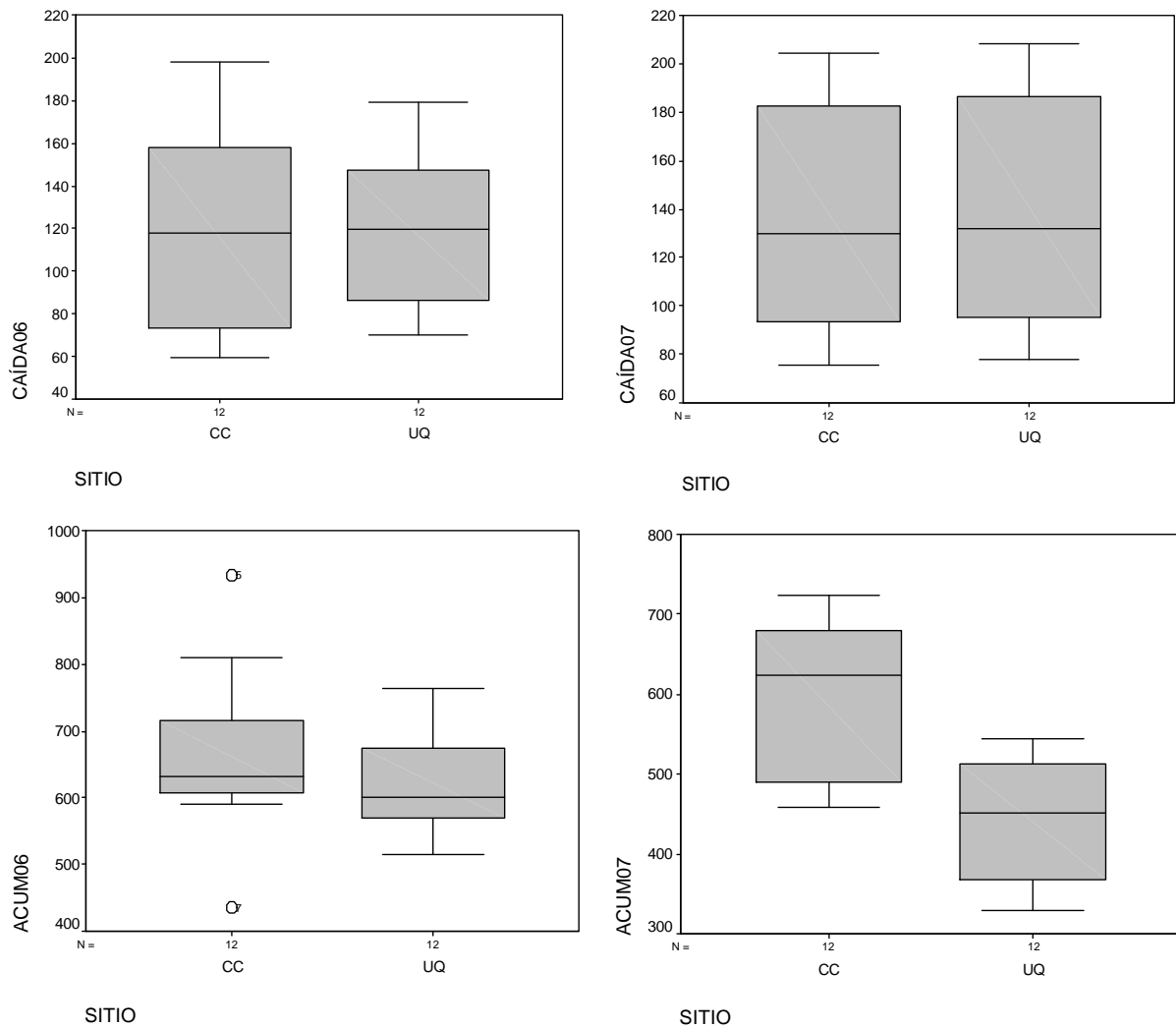


Figura 8. Diagramas de caja que muestran el análisis de la caída y la acumulación de la hojarasca en los años de medición 2006 y 2007, entre en los sitios (Cabo Corrientes -CC- y Uvero Quemado -UQ-). Los valores son expresados en (g / m²).

El comportamiento de las variables analizadas en cada área, incorporándole la información de 2005 post huracán (Tabla 6), muestra la dinámica de la recuperación de forma general para ambos ecosistemas.

Tabla 6: Comportamiento de la producción (g/m^2), la acumulación (g/m^2) y la constante de descomposición de la hojarasca en dos áreas de bosque semideciduo posterior a impactos naturales, durante el período de estudio.

	2005			2006			2007		
	Producción de hojarasca	Mantillo	K	Producción de hojarasca	Mantillo	K	Producción de hojarasca	Mantillo	K
Cabo Corriente	723,4	738,1	0,98	1402,3	662,3	2,12	1629,8	599,8	2,72
Uvero Quemado	769,3	623,3	1,23	1437,8	619,8	2,32	1661,4	445,3	3,73

A primera vista resalta la diferencia de producción de hojarasca del 2005 respecto a los demás años, en lo que pueden asumirse como cuestión básica: el efecto del huracán Iván en 2004 que desfolió ampliamente el bosque, produciendo acumulados con valores extraordinarios (de 1622.3 y 1724,1 g/m^2) y debilitando la fuente de suministro para los aportes del referido año.

Se puede apreciar un aumento anual en la producción de hojarasca (Figura 9-A) debido a una recuperación paulatina de la biomasa aérea de estos bosques. Este aumento es más notable en las parcelas correspondientes a Uvero Quemado, lo cual puede deberse a que el bosque tiene una mayor densidad forestal a consecuencia de las sistemáticas intervenciones de manejo; Delgado (1999) refleja que los bosques más perturbados tienen una mayor densidad en los estratos arbóreo inferior y arbustivo, que en consecuencia incrementan los fenómenos de mortandad, contribuyentes al aporte de material acumulado en el suelo (Delgado y Ferro, 2000).

Un patrón similar al descrito anteriormente, muestra el proceso de descomposición para las dos áreas mencionadas (Figura 9-B), dado por las características ya descritas para cada una de ellas, en cuanto a: composición florística, tamaño y dureza de sus hojas, comportamiento de la producción de hojarasca y sus acumulados sobre el suelo, que caracterizan a cada uno de estos ecosistemas. Ello incide en el proceso de descomposición, garantizándose así, la utilización de

las reservas nutritivas sobre el suelo para el desarrollo y crecimiento de las especies presentes en estos bosques.

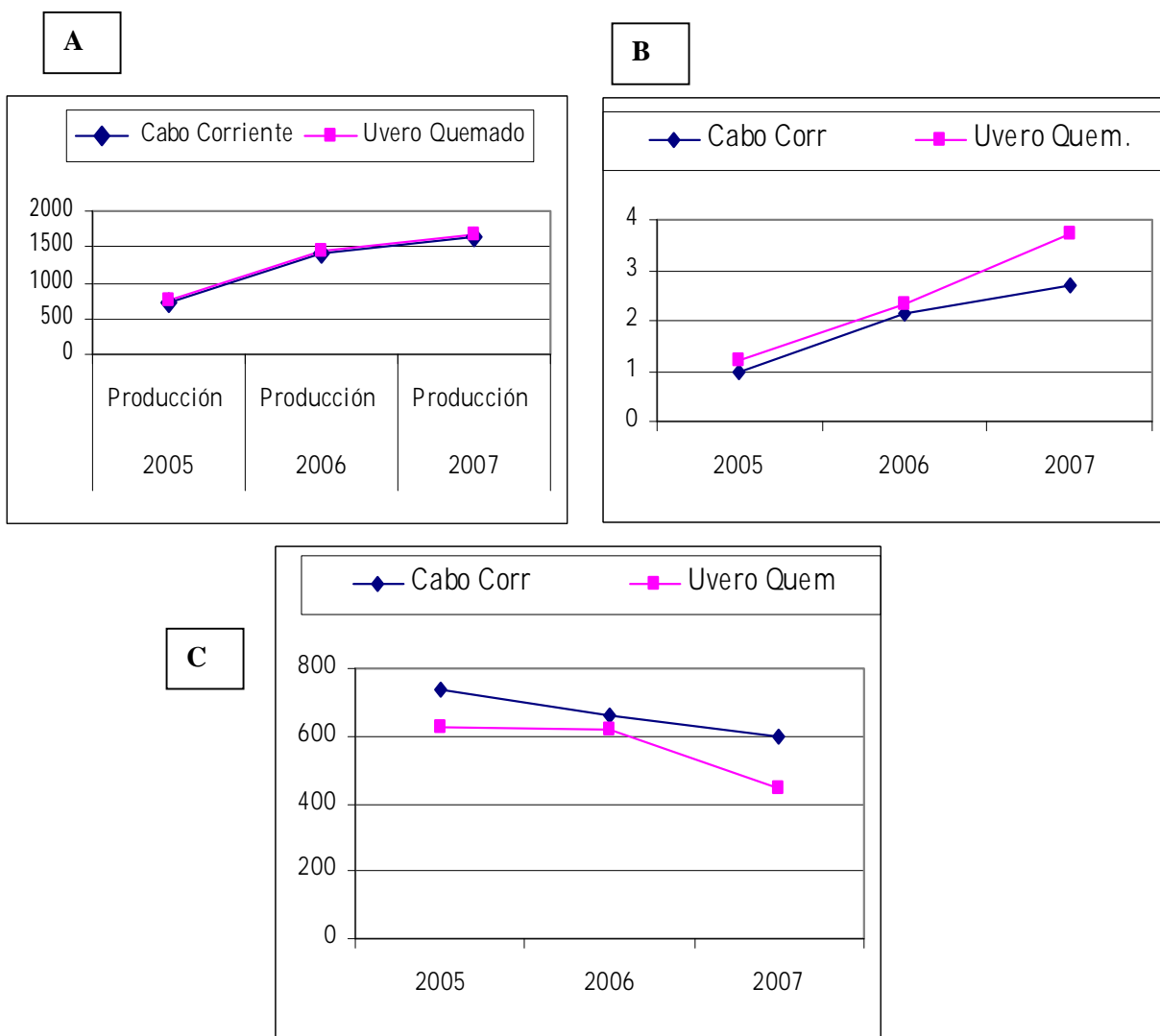


Figura 9. Comportamiento de la tendencia en el comportamiento anual de la producción (A), acumulación (C) y la descomposición (B) de hojarasca en los años de 2005 a 2007 en los sitios evaluados (Cabo Corrientes y Uvero Quemado)

Caracterización de la dinámica de hojarasca post tratamiento silvícola en la localidad de “El Veral”.

La producción anual de hojarasca en las áreas de bosque semideciduo estudiado de “El Veral”, en sus diferentes estadios sucesionales (Veral I y II), para las parcelas evaluadas, considerando además los resultados aportados por Reyes (1999) en las mismas áreas (Tabla 7), muestran un incremento anual sostenido; sin embargo ello no refleja adecuadamente la diferenciación entre los períodos, y si la de los sitios, al apreciar las cifras de Veral I y Veral II con lo reportado por los siguientes años (2006 y 2007). La tendencia general observada de incremento está en correspondencia con el desarrollo sucesional ocurrido en el ecosistema.

Tabla 7. Producción anual de hojarasca en (t/ha) obtenida en áreas de bosque semideciduo de la RBPG por Reyes (1999), y durante el período de estudio, en el presente trabajo.

	Producción de hojarasca (t/ha)		
	Reyes (1999)	2006	2007
Veral I	13,7	15,8	16,3
Veral I trat		14,5	15,0
Veral II	15, 9	16,5	17.0
Veral II trat		15,2	16,1

Una representación de la tendencia observada se aprecia en la figura 10, donde se ha de resaltar que los valores totales obtenidos son de áreas conservadas sin la aplicación del tratamiento silvícola de aclareo (control).

En el Veral II, a pesar de mantenerse en Homeostasis, según Delgado *et al.* (2006), se observa un incremento en la producción de hojarasca, aunque no tan marcado como en el Veral I. Según el mismo autor, en el Veral II se ha producido un desarrollo de las copas de los árboles del estrato arbóreo inferior y superior en el período de 15 años, pero a la vez, un incremento de individuos en el estrato arbustivo por el efecto del huracán Iván, que provocó una defoliación total en el año 2004, y el desarrollo acelerado de la regeneración natural.

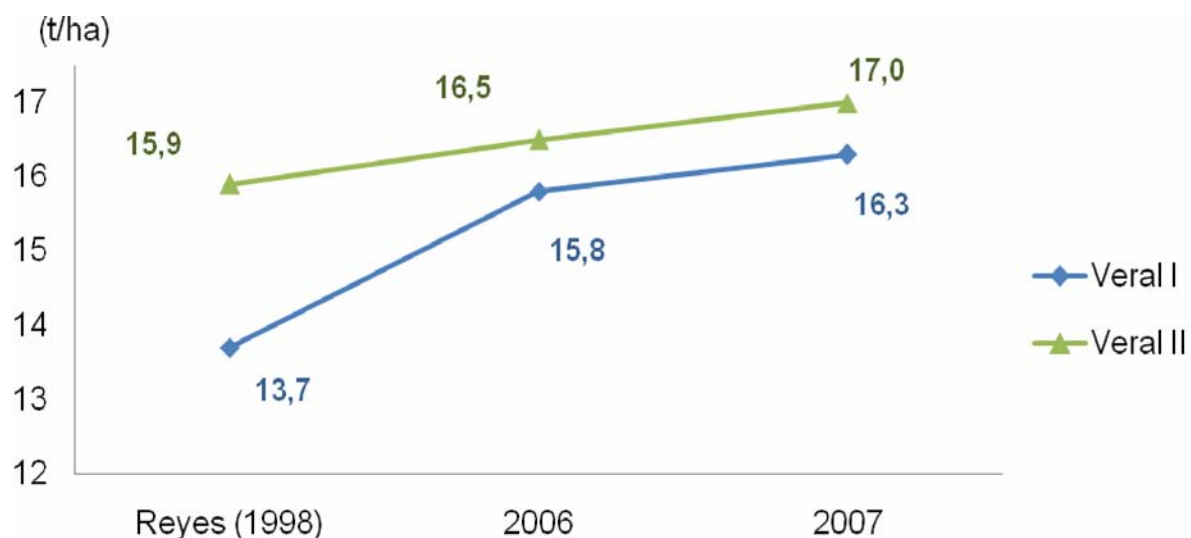


Figura 10: Producción anual de hojarasca en (t/ha) obtenida en áreas de bosque semideciduos de la RBPG por Reyes (1999), y durante el período de estudio en las áreas sin tratamiento, en el presente trabajo.

El incremento de la producción de hojarasca en el Veral I, puede estar influenciado entre otras causas, por la ocurrencia de un cambio en la fase sucesional de desarrollo del bosque durante estos años, y el número de individuos por unidad de área (Tabla 8); a la composición florística, y por las condiciones climáticas en el período que se realizó la investigación debido a la incidencia de perturbaciones meteorológicas en los últimos años.

Tabla 8: Principales características de las zonas de muestreo en las áreas de estudio, según Delgado (1999) y Delgado *et al.* (2006).

Parámetros	UM	Delgado, 1999		Delgado <i>et al.</i> (2006)	
		Veral I	Veral II	Veral I	Veral II
Especies	N. sp.	50	34	38	34
Densidad	ind/ha	8 544	5 440	4592	5728
Área Basal	m²/ha	21.19	53.99	24,37	50,69
Volumen	m³/ha	106.11	441.11	111,06	380
Fase Sucesional		Fiera II (media)	Homeostasis	Inicio de Homeostasis	Homeostasis

En la figura 11, se puede apreciar el comportamiento de la producción anual de hojarasca en las diferentes áreas y tiempos de recuperación post impactos de manejo o antrópicos.

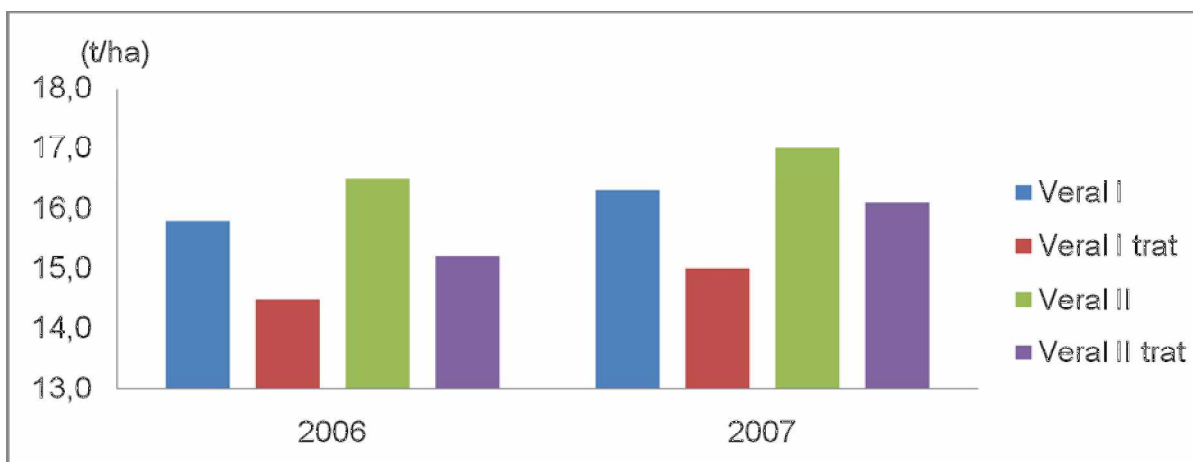


Figura 11: Comportamiento de la producción anual de hojarasca de bosques semidecíduos conservados y bajo tratamiento durante los dos años de estudio.

Las mayores producciones ocurren en el bosque más desarrollado (Veral II) el que se ha mantenido protegido desde 1963 y presenta un alto grado de conservación; siguiendo en orden decreciente el Veral I, también protegido desde 1963, y aunque cuenta con un mayor número de especies que el Veral II, presenta una menor densidad de individuos por unidad de área y estos individuos a su vez, tienen un menor desarrollo, lo que contribuye a que se observe una menor producción o aporte de hojarasca al piso del bosque.

En este orden le siguen los tratamientos, o parcelas dentro de estas áreas a las que se les había aplicado el tratamiento silvícola de aclareo, (Veral II tratamiento y Veral I tratamiento) respectivamente, lo que puede estar dado por el mismo efecto que el tratamiento ha ejercido sobre la estructura de la formación vegetal y por las características propias de estos ecosistemas. Siendo el tratamiento aplicado al Veral I el que muestra una menor producción de hojarasca debido a que con respecto a las anteriormente mencionadas, es la que posee menor número de individuos por unidad de área, con menores diámetros y área de copa de los mismos, y con un mayor número de claros mostrando un dosel más abierto.

Al realizar un análisis de muestras pareadas (Tabla 9), con los valores de la producción obtenidos en Veral I y Veral II (tratamiento), se obtuvo que no hay diferencias significativas entre ellos.

Tabla 9: Prueba de Muestras pareadas para los tratamientos en la evaluación de la caída (Veral)

		Diferencias pareadas					t	Grados de libertad	Valor de p
		Media Desviación Estándar Media del Error Estándar			95% del Intervalo de Confidencia de la Diferencia				
					Inferior	Superior			
Par 1	Veral I trat caída - Veral II trat caída	-7,6911	35,0559	7,1557	-22,4939	7,1117	-1,075	23	,294

Al comparar los resultados obtenidos con los de algunas investigaciones realizadas sobre la temática de la hojarasca en formaciones similares de bosques semidecuidos en Cuba, se aprecia que fueron superiores a los reportados por Lastres (1989) de 8.22 t ha⁻¹ año⁻¹ en “La Isla de la Juventud” y 12.8 t ha⁻¹ año⁻¹ en “La Güira” en (1990). Estos valores se encuentran dentro del rango de los descritos para bosque siempreverde de Sierra del Rosario por Menéndez (1989), de 10.9 tn ha⁻¹ año⁻¹, y por Rodríguez (1986), con 18.7 tn ha⁻¹ año⁻¹.

Los resultados presentes en este trabajo son mayores que los rangos obtenidos en otras formaciones boscosas tropicales semidecuidos, los que fluctúan entre 5.6 t/ha/año en bosque semidecuido húmedo (Madge, 1965, Nigeria), 4.6 t/ha/año (Hopkins, 1966, en Omo Nigeria), 9.66 t/ha/año en bosque semidecuido húmedo (John, 1973, en Ghana), 5.3 y 8.5 (Devineau, 1976, en Lamto Costa de Marfil), citados por Menéndez (1988) y Lastres (1990); también a los observados por Sánchez *et al.* (2003) de 8,7 t/ha/año, en un bosque semidecuido estacional de Potirendaba, Brasil; sólo son superados por los reportados por Cunningham, 1963, en Tafo Ghana (20.9 t/ha/año). Esto puede estar dado porque el bosque evaluado en Guanahacabibes tiene una mayor densidad de individuos, y un mayor

porcentaje de especies deciduas, determinadas fundamentalmente por su condición de bosque seco y por sus características edáficas y climáticas descritas con anterioridad.

La biomasa de hojarasca y los porcentajes por componentes respecto al total en cada área durante el período de estudio (Tabla 10), muestra al igual que la mayoría de los trabajos consultados, que las hojas fueron las que mayor proporción reflejaron para todas las áreas, seguida del material leñoso, y de los otros elementos en desintegración en los que se incluyeron por su menor cuantía las flores, frutos y semillas; comportamiento que se reafirma durante el segundo año de estudio, como índices que muestran una tendencia hacia la estabilidad del ecosistema.

Tabla 10: Aporte anual de hojarasca y porcentaje por componentes en cada área de estudio del bosque semideciduo estudiado de la RBPG (g/m² año).

	2006						2007					
	hojas	%	ramas	%	otros	%	hojas	%	ramas	%	otros	%
Veral I	679,4	43	600,4	38	316,0	20	782,4	48	440,1	27	391,2	24
Veral I trat	464,0	32	655,6	45	330,4	23	583,3	39	644,1	43	283,1	19
Veral II	870,0	53	345,0	21	435,0	26	943,6	55	351,3	21	403,4	24
Veral II trat	524,2	34	644,7	42	351,1	23	653,5	41	625,2	39	331,3	21

Estos resultados se asemejan a los obtenidos por Reyes (1999) para estas mismas áreas, con valores de 49% y 57% las hojas, 28% y 24% el material leñoso, y 21% y 18% para el resto de los componentes de las parcelas correspondientes al Veral I y Veral II respectivamente. Lastres (1989) reporta para el bosque semideciduo de Punta del Este, 58.2 % de biomasa de hojas y un 23.7 % de aporte en ramas. Sin embargo en el bosque semideciduo La Güira, Lastres (1990) determinó menores valores de biomasa en hojas (42.1 %), pero mayor porcentaje en ramas (38.4 %), respecto a los bosques de Guanahacabibes.

El comportamiento de los diferentes materiales en cada área, varían en dependencia del grado de afectación antrópica y los procesos sucesionales que está ocurriendo en las mismas. Es por ello, que el Veral II, que es el área más conservada y de mayor desarrollo de los individuos en el estrato arbóreo superior, donde se ubican las especies que tipifican la formación estudiada, y que alcanzan incrementos superiores de área foliar y de cobertura vegetal; muestra la mayor proporción en el aporte de las hojas con valores de (53% y 55%) en los dos años de estudio, y se obtienen a su vez el porcentaje más elevado de flores, frutos y semillas como evidencia de la madurez vegetativa de su ecosistema.

Debido a que la hojarasca se colecta en las áreas pares, los valores obtenidos son una estimación de lo que realmente se produce, ya que las muestras están expuestas a la acción de los agentes descomponedores, por ello siempre se obtienen porcentajes considerables de material en desintegración (pequeñas fracciones de hojas, ramas, corteza, flores, frutos y semillas, que por su difícil identificación se le da la denominación de otros) aunque estos nunca superan los valores de hojas y ramas.

La producción de la hojarasca ocurre durante todo el año, con variaciones mensuales en cada bosque por la composición florística presente, pues todas las especies no se desfolian en el mismo período, y por el comportamiento del clima durante el año, descrito por Lopetegui *et al.* (1997) como dos períodos: uno de noviembre – abril con condiciones propias de invierno y acumulados más bajos de precipitación en el año, y el segundo de mayo – octubre con condiciones de verano y los mayores acumulados de lluvias en el año. Estas variaciones climáticas influyen en el comportamiento de los aportes durante el año. (Menéndez, 1989 y Lastres, 1990).

En la tabla 11, se refleja que la época de mayor caída, se produce en el período menos lluvioso (noviembre – abril) durante los dos años de estudio para todas las áreas, lo que concuerda con lo reportado por Reyes (1999); coincidiendo estos

meses con la época de desfronde de las especies deciduas, que representan aproximadamente el 78 % del estrato arbóreo superior en estos ecosistemas de la Península (Delgado 1999).

El promedio de aporte de hojarasca en período lluvioso mantuvo un comportamiento similar entre las áreas (Tabla 11), ya que la caída de hojas en estos meses (mayo a octubre) se debe fundamentalmente al proceso de senescencia de las mismas y los mayores aportes de hojarasca provienen de los individuos siempreverdes presentes en los estratos menos desarrollados del bosque (estrato arbustivo y estrato arbóreo inferior).

Tabla 11. Promedio de hojarasca producida (g/m^2) por época del año en las áreas de bosque semideciduo durante el período de estudio.

	Reyes (1999)		2006		2007	
	seca	lluvia	seca	lluvia	seca	lluvia
Veral I	146,59	82,28	167,80	95,93	173,16	98,46
Veral I trat			154,94	87,37	159,88	89,68
Veral II	166,84	98,07	174,21	101,56	179,43	104,61
Veral II trat			162,01	92,28	170,46	97,88

Al comparar los resultados de cada área en el período poco lluvioso se observan los menores aportes promedios en las parcelas donde se había aplicado el aclareo como tratamiento, en comparación con las dos áreas testigos, ya que se redujo la densidad de individuos en las mismas; aunque, los árboles que quedaron en pie alcanzaron un mayor desarrollo de sus copas al minimizarse la competencia.

En la figura 11, se puede apreciar la dinámica de las precipitaciones caídas en el período de recolección, con los aportes mensuales de hojarasca total en las cuatro áreas, donde se demuestra como en los períodos de menor pluviosidad se produce el mayor aporte y viceversa. Herrera y Rodríguez (1988), al proponer la clasificación funcional de los bosques tropicales, refieren como una categoría que caracteriza los ecosistemas, la estacionalidad de la caída de la hojarasca.

Basándonos en ello, los bosques de la Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes” se pueden clasificar como estacionales, ya que presentan el mayor porcentaje de la producción anual de hojarasca en los meses menos lluviosos, característica determinada fundamentalmente por la defoliación de las especies deciduas, que componen la flora de estos ecosistemas, para contrarrestar el déficit de humedad.

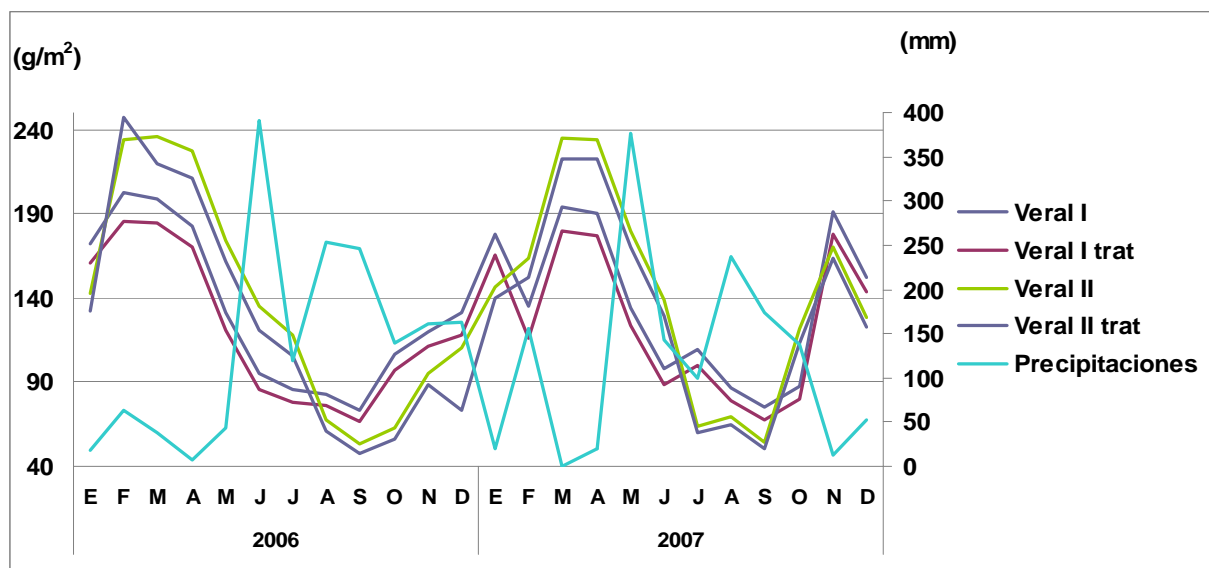


Figura 11. Dinámica de la caída de la hojarasca mensual (g/m^2) y su relación con las precipitaciones (mm), durante el período estudiado en las áreas de bosque semideciduo del Veral.

A diferencia de la producción de hojarasca, los acumulados de esta en el suelo (Tabla 12), no muestran un cambio en su comportamiento en función del tiempo, debido a que los valores obtenidos durante el período de estudio se corresponden con los reportados por Reyes en 1999, aunque se evidencia una tendencia a disminuir sus valores de un año a otro de manera general para las diferentes áreas de estudio, independientemente de sus estadios sucesionales y grados de antropización.

La cantidad promedio de hojarasca acumulada en las parcelas establecidas como control (Veral I y Veral II), se asemeja a las reportadas por Reyes (1999) para

estas mismas localidades; ello sugiere que este es un indicador funcional que se mantiene a pesar de la dinámica sucesional acontecida en cada área.

Tabla 12. Acumulados promedios mensual (g/m^2) de hojarasca en las áreas de bosque semideciduo durante el período de estudio comparado con los resultados de Reyes (1999).

	Reyes (1999)	2006	2007
Veral I	631	605	515
Veral I trat		709	619
Veral II	615	584	421
Veral II trat		814	635

Al realizar un análisis comparativo de las medias de los valores de producción y acumulación obtenidos en el período 2006 – 2007 en la localidad El Veral, se aprecia solo una marcada diferenciación de los acumulados del año 2007 entre sitios (Tabla 13). El análisis de la varianza confirma que al resultar $F=18.342$ y $p=0,00$, es notablemente diferente lo que se acumula en los dos sitios en ese año, sin embargo todas las demás comparaciones no reflejan diferencias significativas.

Tabla 13: Análisis de Varianza (ANOVA) para la variabilidad de la producción y los acumulados de hojarasca entre los sitios escogidos para el muestreo (Veral I y Veral II)

		Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Sig.
ACUM06 * SITIO	Entre Grupos	10798,860	10798,860	1,041	,319
ACUM07 * SITIO	Entre Grupos	143221,500	143221,500	18,342	,000
CAÍDA07 * SITIO	Entre Grupos	43,444	43,444	,020	,890
CAÍDA06 * SITIO	Entre Grupos	52,658	52,658	,030	,863

En el análisis aludido es pertinente asumir que el 2007 al ser el último año en la medición, debe reflejar una avanzada descomposición, si sabemos además que no se verifican eventos extraordinarios en ese periodo que rompa las dinámicas,

valorando que las caídas antecedentes no reflejan diferencias. De ello ha de inferirse que en la dinámica anual, deben producirse las diferenciaciones de sitios en función de los descomponedores y de factores ambientales que propician los procesos de descomposición de la hojarasca.

Los resultados obtenidos sobre los acumulados fueron mayores que el reportado en un bosque natural de Sierra del Rosario, Cuba, por Rodríguez (1986) con 511.43 g/m²; pero menores que lo reportado en bosque siempreverde por Lastres y Francés (1989) cuyos valores fueron de 1 034.72 g/m²; este comportamiento se debe a que como se trata de formaciones vegetales diferentes, la calidad y cantidad de la hojarasca presente en el mantillo deben variar al cambiar las condiciones ecológicas del bosque.

Los mayores valores de acumulación en el mantillo ocurren durante los meses más secos del año, y decrecen al comenzar la época de mayor pluviosidad para todas las áreas (Figura 12), en correspondencia con la dinámica de caída de la hojarasca.

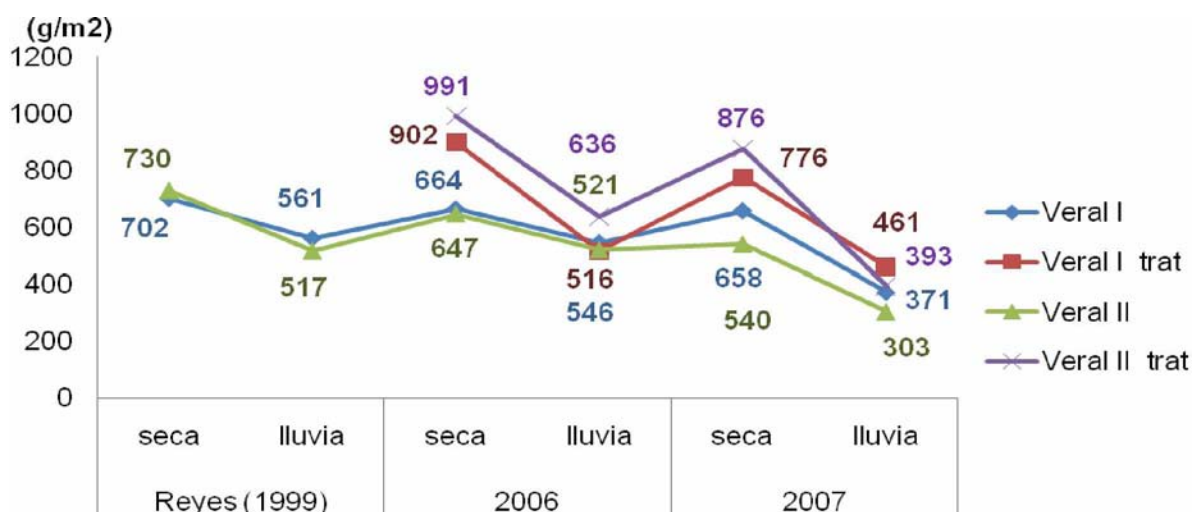


Figura 12: Comportamiento de los acumulados del mantillo en época de lluvia y seca durante el período de estudio, para las diferentes áreas.

La composición del mantillo por componentes y sus porcentajes asumen valores en cada área (Tabla 14), en función de las características de sus ecosistemas en cuanto al estadio sucesional y nivel de desarrollo presentes en ellas.

En el Veral II la cantidad acumulada de hojas y otros componentes mantienen valores superiores sin mostrar grandes variaciones entre ellos, pero si de estos con respecto a ramas.

Tabla 14: Acumulación de la hojarasca por componentes (g/m²) y sus porcentajes en las áreas de bosques semidecuidos durante el período en estudio.

	Reyes (1999)						2006						2007					
	hojas	%	ramas	%	otros	%	hojas	%	ramas	%	otros	%	hojas	%	ramas	%	otros	%
Veral I	207,4	33	175,0	28	248,8	39	249,0	35	171,1	24	288,9	41	186,0	37	100,9	20	214,1	43
Veral I trat							167,7	29	199,6	34	214,2	37	168,9	33	156,1	30	189,5	37
Veral II	237,7	39	132,3	22	245,1	40	297,7	37	155,8	19	360,0	44	251,1	41	99,9	16	267,5	43
Veral II trat							178,7	32	204,1	37	172,3	31	85,7	27	106,4	34	123,0	39

En este caso, el bosque alcanzó una fase sucesional más avanzada, por lo que resulta evidente que la defoliación de los individuos deciduos aseguran gran cantidad de hojas acumuladas y pocas ramas.

Un comportamiento similar, aunque en menor cuantía, se observa en el área más conservada del Veral I con respecto al Veral II; pero estos difieren con relación a las parcelas de estas áreas bajo tratamiento, que presentan los valores mayores para ramas y los menores para hojas, lo cual se puede atribuir a lo anteriormente discutido.

Al analizar este comportamiento se debe tener en cuenta las características de estos bosques con una marcada competencia entre los individuos por establecerse dentro del ecosistema. Esto provoca el desprendimiento de muchas ramas e individuos muertos que al caer, garantizan un porcentaje elevado de

material leñoso; su constitución química, retarda el paso hacia partículas más pequeñas (otros componentes) y el proceso de su descomposición, lo que trae consigo que permanezca por más tiempo inalterable con respecto a los demás componentes de la hojarasca.

La fracción “otros” tiende a aumentar en el mantillo por la acción de los descomponedores, quienes incrementan el contenido de fracciones más pequeñas que pasan a formar parte del material descompuesto al permanecer sobre el suelo. Esta característica sucede en todas las áreas estudiadas.

A diferencia del aporte y la acumulación, la velocidad con que ocurre el proceso de descomposición en cada ecosistema, alcanza valores más altos en los meses lluviosos, porque se crean condiciones más favorables para la actividad de los descomponedores en el suelo.

El proceso de descomposición en las localidades de bosque semideciduo estudiadas, al igual que para otras formaciones boscosas reportadas por varios autores antes mencionados, ocurre durante todo el año. La tabla 15, muestra la constante de descomposición de cada área para los dos años de estudio.

Tabla 15: Constante de descomposición (K) según Olson (1963), para las áreas de bosque semideciduo estudiadas.

	(Reyes, 1999)			2006			2007		
	Producción de hojarasca	Mantillo	K	Producción de hojarasca	Mantillo	K	Producción de hojarasca	Mantillo	K
Veral I	1373,0	631,1	2,17	1582,3	605,0	2,62	1629,7	514,5	3,17
Veral I trat				1453,9	709,0	2,05	1497,4	618,5	2,42
Veral II	1589,0	615,1	2,58	1654,6	584,0	2,83	1704,2	420,8	4,05
Veral II trat				1525,7	813,5	1,88	1610,1	625,0	2,54

Estos resultados son semejantes a los obtenidos por Reyes (1999) en las mismas áreas de bosques semidecíduos de El Veral, y a los reportados por Rodríguez (1986) en ecosistemas de bosque siempreverde submontano en Sierra del Rosario (3.38 para bosque natural y 4.98 para plantación de *Hibiscus elatus* Sw.).

En tabla 15, se puede observar que coincidiendo con lo reportado por Reyes (1999), es en el bosque más desarrollado (Veral II) donde ocurren los mayores valores de esta constante de descomposición de la hojarasca, valido si se tiene en cuenta que es aquí donde además de ocurrir las mayores producciones de hojarasca del estrato arbóreo en relación con las demás áreas, es donde se muestran los mayores porcentajes de hojas en estos aportes, siendo estas las de más rápida descomposición con respecto al resto de los componente, y por su composición florística son menos esclerófilas que las del Veral I.

A su vez, la constante de descomposición obtenida en el Veral I fue mayor que la obtenida en las parcelas de los tratamientos en estas mismas áreas. Esto se debe a las cuantías de las producciones o aportes ocurridos en cada área y a que la composición de la hojarasca acumulada en cada ecosistema es diferente, y lo corroboran los datos obtenidos por componentes; pues como se mencionó anteriormente las hojas presentes en el mantillo se descomponen en menor tiempo que el material leñoso debido a su contenido de lignina y otros elementos químicos que retardan el proceso de descomposición.

La velocidad con que se lleva a cabo este proceso de descomposición en cada una de las áreas de estudio en los bosques semidecíduos de Guanahacabibes (Tabla 16), varía estacionalmente, produciendo los valores más altos en el período lluvioso, de junio a septiembre.

Tabla 16: Velocidad de descomposición media estacional (g/m^2 día) en áreas de bosque semideciduo de “El Veral” Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes”

	Reyes (1999)		2006 - 2007	
	seca	lluvia	seca	lluvia
Veral I	5,03	7.73	6,23	8,31
Veral I trat			4,71	6,47
Veral II	6,2	10,61	6,8	10,93
Veral II trat			5,34	8.2

Los resultados obtenidos concuerdan con los reportados por Reyes (1999), sólo superados por las parcelas del Veral I, lo que puede estar dado por el cambio en su desarrollo sucesional durante estos años. Y menores que los reportados por Rodríguez (1986), en un bosque natural de Sierra del Rosario, con $10,4 \text{ g/m}^2$ día, aplicando la misma metodología.

El Veral II, a pesar de poseer un sustrato prácticamente rocoso con alrededor del 15 % del área cubierta de suelo, refleja una velocidad de descomposición de la hojarasca más alta. Lo anterior se debe a que en su composición florística cuenta con especies más productivas, de menor esclerofilia y mayor largo de sus hojas, características que facilitan la acción de los descomponedores y con ello una rápida descomposición de la hojarasca. En su conjunto garantizan un ciclaje más rápido de los nutrientes, lo que ha permitido a esta área llegar a una fase sucesional superior de desarrollo del bosque (Homeostasis II, media).

Estos resultados difieren de los planteados por Herrera y Rodríguez (1988) en formaciones de bosque siempreverde, que obtienen las mayores velocidades de descomposición en el período menos húmedo. Sin embargo, concuerdan con los trabajos presentados de: Madge (1965) y (1969); Hopkins (1966); Odum y Pigeon (1970); Kononova (1975); UNESCO/CIFCA (1980) y Garrido (1984); lo cual nos permite decir que en los bosques tropicales marcadamente estresados por la humedad, ya sea climática o edáfica como en los aquí estudiados, la estacionalidad es un índice importante a tener en cuenta en el proceso de

mineralización y humificación de la materia orgánica y por tanto en el funcionamiento de estos ecosistemas, como también han planteado Herrera y Rodríguez (1988).

Al realizar una valoración de la correspondencia de estos tres indicadores analizados con la fase sucesional del bosque se observa que la mayor cantidad de hojarasca caída se produce en el área que mayor desarrollo presenta (Veral II), correspondiendo a su vez con los menores contenidos de mantillo sobre el sustrato y la velocidad de descomposición más elevada, confirmando lo planteado por Rodríguez *et al.* (1988), al referirse a la correlación existente entre la tasa de descomposición y la producción de hojarasca.

Identificación de indicadores de funcionamiento del ecosistema forestal de bosque semideciduo de la península de Guanahacabibes asociados con la dinámica de la hojarasca evaluada.

Considerando la importancia que para gestionar adecuadamente los ecosistemas forestales tiene la obtención de indicadores de su funcionamiento, en cuanto permite asimilar que tan bien o mal repercuten las acciones de manejo aplicadas o las dinámicas de afectación de procesos naturales como los huracanes, es que de los análisis efectuados se han entendido elementos que apuntan a indicadores que pueden asumirse como respuestas de los ecosistemas y por ende guías, que de seguirse mejoran la calidad ambiental y su rehabilitación natural.

Para los efectos de esta investigación, y a partir de la lógica de evaluación seguida, se han agrupado los posibles indicadores en las siguientes categorías:

1. Indicadores de conservación del ecosistema forestal
2. Indicadores de perturbación
3. Indicadores de la dinámica sucesional

1. Indicadores de conservación del ecosistema forestal

- 1.1 Cuando en la época de seca (noviembre-abril) se obtienen valores mensuales de caída de hojarasca en un rango de 210 a 250 g/m², se puede entender como indicador de escasa perturbación en un bosque conservado sin intervenciones de manejo por más de 40 años.
- 1.2 Se considerará como estructura normal de la proporción de los componentes de la hojarasca caída, y por ende indicativa de una dinámica natural no perturbada, a la siguiente:
- § Hojas: > 50%
 - § Ramas: entre 25 y 27%
 - § Otros: ≤ 20%
- 1.3 Cuando se observan porcentajes de partes reproductivas (flores, frutos y semillas) superiores a un 6% del total de la biomasa de la hojarasca caída, es indicador de bosques con alto grado de conservación.
- 1.4 Cuando la constante de descomposición anual muestra valores superiores a 2.5, estamos en presencia de un bosque más conservado.

2. Indicadores de perturbación

- 2.1 Se considerará como estructura alterada de la proporción de los componentes de la hojarasca caída, y por ende indicativa de una dinámica perturbada post impacto, a la siguiente:
- Hojas: ≤ 34%
 - Ramas: entre 35 y 45%
 - Otros: entre 19 y 39%
- 2.2 Cuando en la época de seca (noviembre-abril) se obtienen valores mensuales de caída de hojarasca inferiores a 180 g/m², es indicador de un bosque degradado por la pérdida de la biomasa aérea debido a impactos de huracanes o por efecto de aprovechamiento forestal.

- 2.3 Cuando los acumulados mensuales de hojarasca están por encima de 1000 g/m^2 , podemos asumir la afectación de un evento catastrófico de alto grado de perturbación (huracán).
- 2.4 Cuando en la biomasa de la hojarasca caída y acumulada en el suelo, se obtienen porcentajes de ramas superiores a las hojas hasta un 35%, es indicador de bosques perturbado tanto por la acción de eventos naturales como antrópicos.

3. Indicadores de la dinámica sucesional

- 3.1 Cuando se manifiesta una tendencia constante a incrementar los valores de producción o caída de la hojarasca, con rangos que fluctúen entre 26 y 50 g/m^2 año, es indicador de un bosque en proceso sucesional a estadios superiores de su dinámica.
- 3.2 Un incremento lineal positivo de la constante de descomposición de la hojarasca es indicativa de una dinámica recuperativa del sistema forestal.

REFERENCIAS DE AVALES

El Consejo Científico de ECOVIDA en reunión ordinaria emitió (Anexos 1 y 2) los siguientes criterios sobre los resultados de la tesis y su introducción:

La tesis de maestría presentada por el ponente, representa un estudio de valor científico para los ecosistemas de la Península, con la valoración del papel de la hojarasca en la dinámica de los ecosistemas forestales y su importancia en la gestión ambiental. Cumple con los requisitos de calidad, rigor científico, constituyendo una herramienta útil para la valoración del estado de los ecosistemas y las relaciones de los aportes de hojarasca según su dinámica, por estado de la formación estudiada. Por lo antes expresado se aprueban los resultados obtenidos en la investigación.

Por lo que el Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales, una vez concluido el proyecto nacional "Evaluación de las dimensiones humanas, ecológicas y biofísicas de bosques tropicales secos en el ejemplo de la Reserva de la Biosfera "Península de Guanahacabibes", se compromete con la introducción de los resultados de la tesis de Maestría que tributa al proyecto citado.

CONCLUSIONES

1. La dinámica de la producción, acumulación y descomposición de la hojarasca del bosque semidecídúo de la Reserva de Biosfera “Península de Guanahacabibes”, en relación con perturbaciones de manejo (aprovechamiento forestal) y de huracanes se caracteriza básicamente por:
 - a. una modificación de los patrones de producción de hojarasca al disminuir sus valores durante su primer ciclo anual debido a la ocurrencia de una alteración en la estructura de la vegetación.
 - b. una tendencia a incrementar sus valores de producción con la recuperación paulatina de la biomasa aérea de la vegetación, y en mayor medida en los bosques más conservados.
 - c. una sobreacumulación de la hojarasca en el suelo durante los primeros momentos del impacto del huracán, que fluctúa entre 1622.3 y 2096.2 g/m², como consecuencia de la pérdida del follaje y derribo de árboles.
 - d. los acumulados de la hojarasca tienden a disminuir después del primer año, debido al escaso aporte de hojarasca y al papel que juega el proceso de descomposición.
 - e. la descomposición de la hojarasca tiende a ser inferior en las áreas más perturbadas, estableciéndose una marcada dependencia entre la cantidad porcentual producida de los componentes de la hojarasca y la velocidad de su descomposición.
 - f. la materia orgánica se descompone más rápidamente cuando los impactos alteran drásticamente elementos de la estructura del bosque como la cobertura del dosel.
2. Las dinámicas documentadas para las variables producción, acumulación y descomposición de la hojarasca en relación con perturbaciones tanto antrópicas como naturales permiten entender procesos y respuestas que se pueden asumir como indicativas de tales perturbaciones, y en contraposición las situaciones más óptimas que se pudieran asumir como sugerentes de estados más conservados,

razón por la cual una agrupación de tales sugerencias en Indicadores de perturbación, conservación y dinámicas puede ser asumida como propuesta para promover intervenciones de manejo y por ende para su gestión con perspectiva de sostenibilidad ambiental.

RECOMENDACIONES

Elaborar una cartilla con los Indicadores que se presentan en esta tesis y desarrollar un proceso de devolución del resultado a los trabajadores de la EFI Guanahacabibes y del Parque Nacional Guanahacabibes.

Evaluar a partir de los elementos analizados la posibilidad de identificar indicadores de calidad del material de procedencia y demostrar cuantitativamente su pertinencia para ser incorporados al cuerpo de la cartilla a presentar.

Incorporar en próximos estudios, la evaluación de los procesos de descomposición asociados a la meso y microfauna edáfica para las dinámicas de la hojarasca acumulada.

Analizar los efectos de variables microclimáticas en el proceso de descomposición de la hojarasca.

Incorporar en nuevos estudios evaluaciones similares en el sector Cabo de San Antonio y comparar con los resultados obtenidos en esta tesis.

BIBLIOGRAFIA.

- Abe, T. 1980. *Studies on the distribution and ecological role of termites in a lowland rain forest of West Malaysia. (A) the role of termites in the process of wood decomposition in Pasoh Forest Reserve. Rev. Ecol. Biol.*, 17(1):23-40.
- Aceñolaza, P.G. y Gallardo, J.F. 1995. Influencia de la edad del bosque en la evolución de la pérdida de peso seco en hojarasca de *Exic acuminata* en alisedas de la provincia de Tucumán (Argentina). *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 4(2): 177-188.
- Acevedo, M.G. 1992. Geografía física de Cuba. Tomo II. Editorial Pueblo y Educación. La Habana.
- Agenda Forestal Hondureña (AFH), Corporación Hondureña de Desarrollo Forestal. 2000. Validación y Formulación de Criterios e Indicadores para la Ordenación Forestal Sostenible. Proceso Centroamericano de Lepaterique. Resumen de Talleres Consulta Nacional. Tegucigalpa, Agosto, 2000.
- Aguirre, O. 1997. Hacia el manejo de ecosistemas forestales. *Madera y Bosques* 3(2), 1997: 3-11p
- Alfonso, J. 1999. Caracterización rizológica de bosques semidecíduos en la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Tesis en Opción al Grado Académico de Master en Ecología y Sistemática Aplicada. Mención Ecología. Delegación del CITMA. Pinar del Río.
- Álvarez, F.J. 1982. Caída de hojarasca en una selva húmeda tropical de los Tuxtlas, Veracruz. Tesis para obtener el título de biólogo, Universidad Autónoma de México, (UNAM). Editorial Quetzalcoalt, México, D. C., 61 pp.
- Álvarez-Sánchez, J. 1991. Productividad primaria neta en una selva tropical húmeda. *Bol. Soc. Bot. México.* 51:3-12.
- Anderson J.M.; Swift M.J. 1983. *Decomposition in tropical forests.* En Sutton SL, Whitmore TC, Chadwick AC (Eds.) *Tropical Rain Forest: Ecology and Management.* Blackwell. Oxford, U.K. pp. 287-326.
- Anderson, F. 1971. *Methods and results of estimation of biomass and production in south Swedish mixed deciduous woodland.* En: *Proc. Brussels Symp.*, UNESCO, París.

- B.C. Ministry of Forests Research Program. 2000. *Spatial Patterns and Landscape Ecology: Implications for Biodiversity. Part 3 of 7. Extension Note. Biodiversity, Management Concepts in Landscape Ecology. Canada.* 9 pp.
- Ball, J.B. 2001. *Global resources: history and dynamics.* En *The forest handbook. Volume I. An overview of forest science* (ed. Evans, J.), pp. 3- 22, *Blackwell Science, Oxford, UK.*
- Bormann, B.T. M.H. Brookes, E.D. Ford, A.R. Kiester, C.D. Oliver y J.F. Weingand., 1994. *A framework for sustainable ecosystem management. General Technical Report PNW-331. US Department of Agriculture, Forest Service. Pacific Northwest Research Station. Portland, OR.* 61p.
- Bray, JR & Gorham, E. 1964. *Litter production in forests of the world.* *Adv. Ecol. Res.* 2: 101-157.
- Brinson, M.M. 1977. *Decomposition and nutrient exchange in an alluvial swamp forest.* *Ecol.*, 58: 601-609.
- Camejo Lamas, J.A. 2007. "Definición, diseño y validación de los criterios e indicadores con vistas a la Ordenación Forestal sostenible de la Unidad de Manejo "Bolondrón" de Empresa Forestal Integral Guanahacabibes de Pinar del Río, Cuba". Tesis en Opción al grado de Master en Ciencias en la Especialidad; Agroecología y Agricultura sostenible. Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca" Facultad de Agronomía y Forestal. Inédito.
- Camejo, J.A.; Pimienta, A.D.; Vergara, L. 1998. La actividad forestal en la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Informe conjunto CITMA – MINAGRI para el análisis de la gestión de Reservas de la Biosfera en Pinar del Río, Unidad de Medio Ambiente, CITMA Pinar del Río. (inédito), 8 pp.
- Carlisle, A.; Brown, A.H.E. y White, E.J. 1966. *Litter fall leaf production and effects of defoliation by Tortrix viridana in a sessile oak (Quercus petraea) woodland.* *J. Ecol.* 54:65-85.
- Castañeda, F. 2004. "Los Criterios e Indicadores y la Ordenación Forestal Sostenible: Logros y promesas". 3 Simposio Internacional Sobre Manejo Sostenible de los Recursos Forestales (SIMFOR 2004), Centro de Estudios

Forestales UPR, IUFRO, CIFOR y FAO. www.biodiv.org/doc/missions/mis-cmo-01-ann-01-en.pdf.

Castillo, F.J.; Imbert, J.B.; Blanco, J.A.; Traver, C. y Puertas, F. 2003. Gestión forestal sostenible de masas de pino silvestre en el Pirineo Navarro. Ecosistemas 2003/3 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion3.htm>) Disponible en: <http://www.revistaecosistemas.net/pdfs/192.pdf>

Centro Meteorológico Provincial de Pinar del Río. 2008. Datos decenales de las observaciones meteorológicas de la Estación Cabo de San Antonio. Delegación CITMA, Pinar del Río.

César O. 1993. *Produção de serrapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. Revta. Brasil. Biol.* 53: 671-681.

Cuevas, E.; Medina, E. 1988. *Nutrient dynamics within Amazonian forest II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. Oecologia* 76: 222-235.

Cunningham, R.K. 1963. *The effect of clearing a tropical forest soil. J. Soil Sc.* 14: 334-344.

Del Risco, E. 1989. Vegetación Original de Cuba. En: Oliva *et al.* (Eds): Nuevo Atlas Nacional de Cuba. Instituto de Geografía de la A.C.C. X.1.4. 93 pp.

Del Valle, J.I. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. *Interciencia* ISSN 0378-1844. INCI vol.28 no.3 Caracas Mar. 2003. Disponible en: <http://www2.scielo.org.ve/scielo.php/Ing-en>

Delgado, F. y Ferro, J. 2000. La regeneración natural de bosques semidecíduos en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes. Informe final de Resultado Parcial Proyecto 01302079 PNCT "Los Cambios Globales y la Evolución del Medio Ambiente en Cuba". Agencia de Ciencia y Tecnología, CITMA, La Habana. 34 pp.

Delgado, F. 1999. Estructura y Diversidad Forestal de los Bosques Semidecíduos de la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes. Tesis en Opción al

Grado Académico de Master en Ecología y Sistemática Aplicada. Mención Ecología. Delegación del CITMA. Pinar del Río.

Delgado, F. y Sotolongo, O. 1987. Valoración integral de los recursos naturales de la Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes” y propuestas de manejo conservacionista. Instituto de Ecología y Sistemática. Academia de Ciencias de Cuba. La Habana. 60 p.

Delgado, F.; Pérez, A.; Ferro, J.; *et al.* 2000. Funcionamiento de los bosques semidecíduos de la Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes” En: Informe Final de proyecto. Programa Nacional de Cambios Globales. Agencia de Ciencia y Tecnología CITMA. 310 p

Delgado, F.; Sotolongo, O. y Pérez, A. 1991. Microclima de la Reserva de Biosfera “Península de Guanahacabibes”. Delegación de la ACC, Pinar del Río. Inédito

Delgado, F.; Ferro, J. y Ramos, A. 2006. Evaluación de impacto del huracán Iván (septiembre de 2004) sobre los bosques semidecíduos de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes y las dinámicas iniciales de su rehabilitación ambiental como herramienta para la gestión sostenible del territorio. V Taller de Biodiversidad. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba. ISBN. 959-11-0517-7

Devineau, J.L. 1976. *Données préliminaires sur la litière et la chute de feuilles dans quelques formations forestières semi-décidues de moyenne Côte-d'Ivoire.* *Oecol. Plant.*, 11(4):375-395. Didham, R. (1997). *The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia.* En *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities.* (Laurence, W. F. Y Bierregaard, R. O., eds.), pp. 55-70. *Chicago: University of Chicago Press.*

Didham, R. 1998. *Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments.* *Oecologia* 116, 397-406.

Domingos, M.; Moraes, R.M.; Vuono, Y.S. & Anselmo, C.E. 1997. *Produção de serrapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP.* *Revta Brasil. Bot.* 20: 91-96.

- Earth Summit, 1992. Agenda 21. *The United Nations Programme of action from Rio. Final text of agreements negotiated at the United Nations Conference of Environmental and Development (UNCED). June 3-14, 1992. Rio de Janeiro, Brazil. United Nations Department of Public Information. New York. 294p.*
- Ebermayer, E. 1876. *Die gesamte Lehre der Walddtreu mit Rücksich auf die chemische Statik des Waldfaues. Julius Springer, Berlin, 116 p.*
- Elizabeth A. Johnson y Kefyn M. Catley. 2005. La Vida en la Hojarasca. *Center for Biodiversity and Conservation (American Museum of Natural History)* pág 3.
- Escarré, A. 1997. Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente (2). Ciencias de la Naturaleza y de la Salud. Santillana. Bachillerato. 383 p.
- Escudero-Berian, A. 1983. Transferencia de nutrientes minerales desde el estrato arbóreo en monte adeshado (ecosistemas de pastizales semiáridos).
- Ewel, J.J. 1976. *Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest sucesion in Eastern Guatemala. Journal of Ecology* 64:293-308.
- FAO, 2004. Evaluación de los Recursos Forestales Inventario Forestal Nacional 2002-03 Guatemala, noviembre de 2004. Disponible en: www.infoiarna.org.gt/media/file/areas/bosques/documentos/IFN_2002_03_FA_O.pdf.
- FAO/ITTO. 2004. Informe de la Consulta de Expertos sobre Criterios e Indicadores para la Ordenación Forestal Sostenible (ECCI-2004). Cebú City, Filipinas. Marzo 2004.
- Fassbender, H.W. y Grimm, U. 1981. Ciclos biogeoquímicos en un ecosistema de los Andes Occidentales de Venezuela. II. Producción y descomposición de los residuos vegetales. Turrialba. 31 (1): 39-47.
- Ferro, J.; Urquiola, A.; Reyes, N. y Delgado, F. 1999. Contribución a la fitocenología de bosques semidecuidos de la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes. Informe del Resultado Parcial del Proyecto 01302079 presentado y aprobado por el Consejo de Expertos del PNCT Los Cambios Globales y la Evolución del Medio Ambiente en Cuba, CITMA. C. Habana. 13 pp.

- Ferro, J.; Urquiola, A.; Delgado, F.; Reyes, N.; *et al.* 1995. La Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes. Cuba. Estado actual y perspectivas de desarrollo. Informe presentado a la II Conferencia Mundial de Reservas de Biosfera, Sevilla '95. Comisión "Las Reservas de Biosfera para la ciencia e Investigación", Sevilla. España.
- Ferro, J. 2004. Efectos del aprovechamiento forestal sobre la estructura y dinámica de la comunidad de epífitas vasculares del bosque semideciduo notófilo de la península de Guanahacabibes. Tesis en opción del Grado científico de Doctor en Ciencias Forestales. Departamento Forestal, Facultad Forestal y Agronomía, Universidad de Pinar del Río, Cuba. 111 pp.
- Ferro, J.; Delgado, F.; Mujica, E.; Ramos, A.; Pérez E.; *et al.* 2006. Validación de una propuesta metodológica para el monitoreo de dinámicas de recuperación de biodiversidad en ecosistemas forestales perturbados por fenómenos catastróficos (Huracanes). V Taller de Biodiversidad. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad, Santiago de Cuba. ISBN. 959-11-0517-7
- Ferro, J.; Delgado, F.; Pérez, A.; *et al.* 2006. Dinámica de la recuperación de la biodiversidad en la Reserva de Biosfera "Península de Guanahacabibes" durante el primer año posterior al paso del Huracán Iván (septiembre 2004); elementos para la gestión ambiental del territorio. Informe Técnico presentado a PNUD. Pinar del Río, Cuba.
- Fornaris, E.; Reyes, O.; Acosta, F. y Álvarez, L. 2005. Estudio del funcionamiento ecológico del bosque semideciduo micrófilo en las terrazas costeras del sur de La Sierra Maestra, sureste de Santiago de Cuba. V Taller de Biodiversidad, Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), CITMA. Cuba.
- Frelich, L.E. 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gallardo, J.F. 1994. Dinámica de la descomposición orgánica en sistemas conservacionistas. En: Memorias VII Congreso. España. Pp. 31-37.
- Garrido, M.V. 1984. Estudio de la descomposición de la hojarasca de *Quercus rotundifolia* Lam. y *Quercus pyrenaica* Will en monte adehesado. Memoria de Licenciatura. Universidad de Salamanca.

- Geigel, F.B. 1977. Materia orgánica y nutrientes devueltos al suelo mediante la hojarasca de diversas especies forestales. *Revista Forestal Baracoa*. Publicación Científico-técnica. Año 7. No. 3-4. 15-38.
- Golley, F.B. 1983. *Decomposition*. En Golley FB (Ed.) *Tropical Rain Forest Ecosystems: Structure and Function*. *Ecosystems of the World* No. 14. Elsevier. Amsterdam. pp. 157-166.
- Golley, F.B.; McGinnis, J.T.; Clements, R.G.; Child, G.I. y Duever M.J. 1975. *Mineral cycling in a tropical moist forest ecosystem*. University of Georgia Press. Athens, 248 pp.
- González, H.W. y Gallardo, J.F. 1982. Instituto Nacional de Edafología y Agrobiología "José Ma. Albereda". CSIC.
- Herrera, Maria. 2001. Las Reservas de la Biosfera de Cuba. Comité Nacional del Programa El Hombre y la Biosfera MAB de UNESCO, La Habana, Cuba. 3-12 p.
- Herrera, R.A. y Rodríguez, M.E. 1988. Clasificación funcional de los bosques tropicales. En *Ecología de los bosques siempreverdes de Sierra del Rosario, Cuba*. Proyecto MAB #1, 1974-1987. Capítulo 27. IES. ACC. Pág. 574-626.
- Hopkins, B. 1966. *Vegetation of the Olokemeji forest reserve Nigeria. IV The litter and soil with special reference to their seasonal changes*. *Journal of Ecology* 54: 687-703.
- Huber, A. y Oyarzún, C. 1983. Producción de hojarasca y sus relaciones con factores meteorológicos en un bosque de *Pinus radiata* (D. Don). *Bosque* 5, 1-11.
- Hunter, M.L. 1990. *Wildlife, Forest and Forestry. Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall. New Jersey. 370p.
- Iª Valoración Económica Integral de los Ecosistemas Forestales de Andalucía <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web>[Consulta: febrero, 19 2006]
- Informe Nacional para el Cuarto Período de Sesiones del Foro de las Naciones Unidas sobre los Bosques (FNUD) HONDURAS Noviembre 2003. www.un.org/esa/forests/pdf/national_reports/unff4/honduras.pdf.

- Instituto de Geografía 1989. Nuevo atlas nacional de Cuba. Instituto de Geografía de la Academia de Ciencias de Cuba, ICGC e Instituto de Geografía de España. 40 p.
- Instituto de Suelo 1979. Clasificación genética de los suelos de Cuba, Academia de Ciencias de Cuba, 28 pp.
- Jenny, H.; Gessel, S.P.; Bingham, F.T. 1949. *Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. Soil Sci.*, 68: 419-432.
- Jensen, V. 1974. *Descomposition of Angiosperm tree leaf litter En: Biology of Plant Litter Descomposition. (C.H. Dickinson y G.J.F. Dughneds.) Academic Press* pp. 64-104.
- John, D.M. 1973. *Acumulation and decay of litter and net production of forest in tropical West África. Oikos* 24: 430-435.
- Jung, G. 1969. *Cycles bioqéochimiques dans un écosystème de région tropicale sèche Acacia albida (Del.) Sol ferrugineux tropical peu lessivé (Dior.) Oecol. Plant.* 4: 195-210.
- Kaufmann, M.R. ; R.T. Graham, D.A. Boyce, W.P. Moir, L. Perry, R.T. Reynolds, R.L. Basset, P. Melhop, C.B. Edminster, W.M. Block y P.S. Corn. 1994. *An ecological basis for ecosystem management. General Technical Report RM-246. US Department of Agriculture. Forest Service. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Fort Collins, CO.* 22p
- Kira, T.; Ogawa, H. y Ogino, K. 1967. *Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand: IV. Dry matter production with special reference to the Khao chong rain forest. En: Nature and Life, in Southern Asia. Vol.5. Kira y Iwate K. Eds. S.E. Asia G. Fauna and Flora research.* pp 149-174.
- Kononova, M.M. 1975. *Humus of virgin and cultivated soils. En Soil components Vol. I, ed. J.E. Gieseking. Nueva York, Springer-Verlag.* pp. 475-526.
- Kunkel-Westphall I & Kunkel P. 1979. *Litterfall in Guatemala primary forest, with details of leaf shedding by some common species of trees. J. Ecol.* 67: 665-686.

- Landsberg, I.G. 1997. *Application of Physiological Ecology to Forest Management*. Academic Press. San Diego. EEUU. 354 pp.
- Lang, G.E. y Forman, R.T. 1978. *Detrital dynamics in a nature oak forest: Hutchinson Memorial Forest, New Jersey*. *Ecology*, 59: 580-595.
- Lastres L.O. 1989. La hojarasca del bosque tropical semideciduo en Punta del Este, Isla de la Juventud, Cuba. Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática. Academia de Ciencias de Cuba. Serie Botánica No. 2. 11pp.
- Lastres L.O. y Francés, A.R. 1989. Producción y acumulación de hojarasca en el bosque siempreverde tropical de baja altitud en Sierra del Rosario, Cuba. Serie Botánica No. 1. Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática. Academia de Ciencias de Cuba.
- Lastres, L.O. 1987. Caída de hojarasca del bosque tropical semideciduo en Punta del Este, Isla de la Juventud, Cuba. *Cienc. Biol.* (en prensa).
- Lastres, L.O. 1990. Dinámica de las reservas orgánicas y energéticas de la hojarasca de un bosque tropical semideciduo en Cuba. Cuba. Tesis de Candidatura. Instituto de Ecología y Sistemática.
- Laudelout, H. y Meyer, J. 1954. *Les cycles d'éléments minéraux et de matière organique en forêt équatoriale Congolaise*. *Comp. Rend. 5to. Congr. Intern. Sol. Leopoldville*, 2: 267-272.
- Lomnicki, A., Bandola, E. y Jankowska, K. (1968): *Modification of the Wiegert-Evans method for the estimation of net primary productivity*. *Ecology*, 49 (1): 147-149.
- Lopetegui, C.; Sánchez, A.; Naranjo, H.; Ruiz, P.J.; et al. 1997. Caracterización climática y bioclimática de la Península de Guanahacabibes. Instituto de Meteorología. Delegación CITMA. Pinar del Río.
- Lutz, H.J. and Chandler, R.F. 1946. *"Forest Soil"* John Wiley New York. 514p.
- MacDicken, K. 1997. *A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects*. Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington.

- Madge, D.S. 1965. *Leaf fall and litter disappearance in a tropical forest*. *Pedobiol.*, 5:273-288.
- Madge, D.S. 1969. *Field and laboratory studies on the activity of two species of tropical earthworms*. *Pedobiologia*, 9, p. 188-214.
- Margalef, R. 1995. *Ecología*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona, 951 p.
- Marquez L. 1999. *Elementos técnicos para inventarios de Carbono en uso del suelo*. Fundación Solar. Guatemala.
- Martín, A.; Gallardo, J.F. y 1994. Ciclos biogeoquímicos en un bosque perenne de encina (*Quercus rotundifolia*) en las proximidades de Salamanca (España): Retorno potencial. *Consejería Med. Amb. Junta Castilla y León. Valladolid*. Pp. 151-160.
- Martín, A.; Gallardo, J.F. y Santa, I. 1993. Dinámica de la descomposición de hojas de rebollo en cuatro ecosistemas forestales de la Sierra de Gata (Provincia de Salamanca, España): Índices de descomposición. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 2(1): 5-17.
- Martín, A.; Gallardo, J.F. y Santa, I. 1996. Eficiencia, retraslocación y balance de nutrientes en bosque de *Quercus pyrenaica* bajo diferente pluviometría en la Sierra de Gata (Centro Oeste Español). *Ecología*, No. 10. p. 79-93.
- Mazzarino, M.J.; M. Gobb: Indicadores de Circulación de Nutrientes en Bosques Andino-Patagónicos. Disponible en:
<http://www.inta.gov.ar/ediciones/idia/forest/dinamica02.pdf> [Consulta: febrero, 19 2006]
- Menéndez, L. 1988. Dinámica de la producción de hojarasca. R. Herrera et al. (eds.), *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba*. Montevideo, ROSTLAC: 213 – 242.
- Menéndez, L. 1989. Biomasa y contenido de nutrientes de la hojarasca en el bosque de la Estación Ecológica Sierra del Rosario, Cuba. Reporte de Investigación del Instituto de investigación de Ecología y Sistemática. Academia de Ciencias. Ser. Bot. No. 3. 18pp.

- Menéndez, L.; Aguado, A.; Gómez, A. 1987. Determinación de la constante de descomposición de la hojarasca mediante simulación matemática. Ciencias Biológicas No.18. Academia de Ciencias de Cuba. ISSN 0138-7154. p 46.
- Montana, M.; Vidal, N.; RosFonseca, I.M. 2005. "Los criterios e indicadores para el manejo forestal sostenible". Estudio de caso del monitoreo en un municipio de la provincia de Villa Clara. Cuba.
- Mujica, E. 2008. Ecología de las orquídeas epífitas *Broughtonia cubensis* (Lindley) Cogniaux, *Dendrophylax lindenii* (Lindley) Bentham et Rolfe y *Encyclia bocourtii* Mújica et Pupulin en el Cabo San Antonio, Península de Guanahacabibes, CUBA. Análisis espacio-temporal e implicaciones del impacto de un fenómeno atmosférico severo. Pinar del Río. Cuba. 302h. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Ambientales).
- Müller, P.E. 1887. *Studien über die Natürlichen Humusformen und deren Einwirkung aus Vegetation und Boden*. July Springer, Berlin, 324 p.
- Muñoz-Cruz, M. y Alvarez-Sánchez, J. 1995. *Branch fall variation and over time in a exican Rain Forest*. UNAM. *Brenesia*. 43-44:1-7.
- Nadal, A. Gestión Forestal y Desarrollo Sostenible. Primer Congreso Profesional de los Ingenieros de Montes. Disponible en: http://www.ingenierosdemontes.org/congreso/pdf_files/Com4pdf/Com4E_AntonioNadalGestionForestal.pdf. [Consulta: febrero, 19 2006]
- Nye, P.H. 1961. *Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest*. *Plant Soil*, 13: 333-346.
- O'Neill, R.V. y De Angelis D.C. 1981. *Comparative productivity and biomass relations of forest ecosystems*. D. Reichle (ed.), *Dynamic properties of forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge: 411-449.
- Oballos, J. y Ochoa, G. 1996. Papel de la materia orgánica en la génesis de algunos suelos de la Región de las Cruces-Santa Elena de Arenales. Estado Mérida, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana*. Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. 40:1.

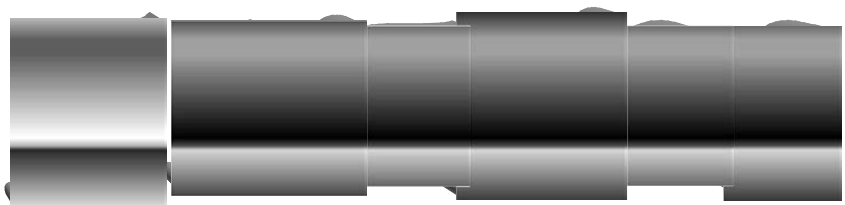
- Odum, H.T. y Pigeon, R.F. 1970. (Eds.), *A tropical rain forest. A study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico. Division of technical Information, U.S. Atomic Energy Commission (USAEC, Oakridge, Tenn.)*, 1 678 p.
- OIMT. 1990. Directrices de la OIMT para la Ordenación Sostenible de los Bosques Tropicales Naturales. OIMT – Serie Técnica 5. Yokohama, Japón. 19pp.
- Oliveira RR & Lacerda LD. 1993. *Produção e composição química da serrapilheira na floresta da Tijuca*, RJ. Revta. Brasil. Bot. 20: 205-220.
- Olson, J.S. 1963. *Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology*, 44:322-331.
- Ortega, F. 1980. La materia orgánica de los suelos y el humus de los suelos de Cuba. Editorial Academia, La Habana, 129 pp.
- Ortega, F. 1982. La materia orgánica y el humus de los suelos de Cuba. Editorial Academia. La Habana. 129 pp.
- Pacheco, J.R. *et al.* 2001. Plan Operativo Parque Nacional Guanahacabibes. Centro de investigación y Servicios Ambientales ECOVIDA. Delegación Territorial CITMA Pinar del Río. 52 p.
- Palacios-Bianchi, Pilar A. 2002. Producción y descomposición de hojarasca en un bosque Maulino fragmentado. Seminario de Título, Biología Ambiental, 2002. Disponible en: <http://mantruc.com/pilar/seminario-palacios-bianchi2002.pdf>.
- Pérez, A. y Tamarit, A. 1998. Reptiles de bosque semideciduo de la Reserva de Biosfera “Península de Guanahacabibes”. Aspectos ecológicos de algunas especies. Informe Técnico. Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales ECOVIDA 24 pp.
- Pérez, A.; F. Delgado y A. Tamarit. 2003. Comunidad de aves de bosque semideciduo en la Reserva de Biosfera “Península de Guanahacabibes”, Cuba. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*, 18: 25-37 pp.
- Perry, J.A.; Tichy, J.; Imbert, J.B.; Sudmeir-Rieux, K.; Dovciak, M.; Malovesky, M. y Barani, A. 2001. *Ecosystem Management in Central and Eastern Europe: Decision-Taking for the Future. (ed. Vanderklein, E). Bang Printing Brainerd (Minnesota), USA.*

- Proctor, J. 1983. *Tropical forest litter fall: problem of data comparison*. En: *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. (S.L. Sutton, T.C. Whitmore y A.C. Chadwick, eds.) Blackwell Scientific Publication pp. 267-271.
- Ramos, A.; Delgado, F.; Ferro, J. y Fonticoba, O. 2006. Dinámica a corto plazo de la hojarasca de bosques semidecuidos en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes, un año después de los impactos del Huracán Iván. V Taller de Biodiversidad. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba. ISBN. 959-11-0517-7
- Reyes, N. 1999. La hojarasca de bosque semidecuido de la Reserva de Biosfera "Península de Guanahacabibes". Cuba. Instituto de Ecología y Sistemática (IES). (Inédito).
- Ricardo, N.; Menéndez, L. y Tesarova, M. 1984. Desaparición de hojarasca en dos tipos de bosque tropical en Sierra del Rosario. *Acta Botánica Cubana* (20):29-40.
- Ricardo, N.; Menéndez, L.; Matamoros, I. 1985. Distribución de nutrientes en un ecosistema boscoso en la Estación Ecológica "Sierra del Rosario", Cuba. *Ciencias de la Agricultura, Academia de Ciencias de Cuba*. No. 22. p124
- Richards, P.W. 1952. *Change with time and role of cyclones in tropical rain forest on Kolombangara, Salomon Is. Pap. Oxford Com. Forest Inst., no.46*
- Rodin, L.E.; Bazilevich, N.I. 1967. *Production and mineral cycling in terrestrial vegetation. Edinburgh (Oliver and Boyd)*, 462 pp.
- Rodríguez, M. E. y Socarrás A. A. (1998): Influencia del ganado en aspectos del funcionamiento de tres ecosistemas de la Reserva de la Biosfera Guanahacabibes, Cuba. (Bostas y actividad biológica del suelo). *Acta Botánica Cubana*. No. 112. Instituto de Ecología y Sistemática.
- Rodríguez, M.; Orosco, M.O.; Alonso, C.; Lescaille, M. 1986. Variación de algunos factores edáficos en relación con afectaciones de la vegetación en un área de la Estación Ecológica de Sierra del Rosario. I. Humedad, materia orgánica, fósforo, nitrógeno, relación C/N y pH. Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática. No. 15. Academia de Ciencias de Cuba. ISSN 0138-6727

- Rodríguez, M. y Ricardo, N. 1983. Descomposición de la hojarasca en tres lugares del bosque siempreverde de la Estación Ecológica sierra del Rosario, Provincia de Pinar del Río, Cuba. *Cien. Biol.*, 9:55-65.
- Rodríguez, M.E.; Ricardo, N. y Menéndez, L. 1988. Descomposición de la Necromasa en el Ecosistema. En: R. Herrera *et al.* (eds.), *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba*. Montevideo, ROSTLAC: 518 – 556.
- Rodríguez, María E. 1986. Cantidad de hojarasca descompuesta en dos áreas del bosque siempreverde submontano de Sierra del Rosario, estimada por el método de áreas pares. Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática. No. 10. Academia de Ciencias de Cuba.
- Sagué, L. 1976. Productividad primaria neta de la comunidad en una plantación de *Hibiscus elatus* Sw. en la Sierra del Rosario. *Acad. Cienc. Cuba, Ser. Forest. La Habana* (25): 1-12.
- Sagué, L.; Lastres, L. y Hernández, L. 1978. Resultados obtenidos en la plantación de especies forestales, mediante el sistema de terrazas de plataforma constante: experiencias y conclusiones obtenidas en la Sierra del Rosario, Combinado Poligráfico Osvaldo Sánchez, La Habana, Anexo II 214-237 p.
- Salas, G. 1987. Suelos y Ecosistemas Forestales con énfasis en América Tropical. San José, Costa Rica; II CA, No 80, 450 p.
- Sanches, M.; Prieto, D.; Peral, F.C.; Tamburi, C.; Caserio, R.; Berazaín, R. 2003. Producción de hojarasca en un bosque semideciduo estacional en São Pedro, Potirendaba, estado de São Paulo, Brasil. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 24(1-2): 173-176. Disponible en: [http://Intranet.dict.uh.cu/Revistas/JardínBotánicoNacional/Vol.202420No.201-2,2020003/PAG 173-76 REV16 Producción de hojarasca.pdf](http://Intranet.dict.uh.cu/Revistas/JardínBotánicoNacional/Vol.202420No.201-2,2020003/PAG%20173-76%20REV16%20Producción%20de%20hojarasca.pdf).
- Sánchez, G. & Alvarez-Sánchez, J. 1995. *Litterfall in primary and secondary tropical forests of Mexico*. *Tropical Ecology* 36: 191-201.
- Sánchez-Gallén, I. and Alvarez-Sánchez, J. 1996. *Root productivity in a lowland tropical rain forest in Mexico*. *UNAM. Vegetatio*. 12:109-115.

- Schanz, H. 1996. *Forstliche Nachhaltigkeit. Sozialwissenschaftliche Analyse der Begriffsinhalte und-funktionen. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg. Band 4. Freiburg.* 131p.
- Schlaepfer, R. 1997. *Ecosystem-based management of natural resources. IUFRO Occasional Paper No. 6. Viena.* 32 p.
- Singh, K.P. 1969. *Studies in decomposition of leaf litter of important trees of tropical deciduous forest at Varanasi.* Trop. Ecol., 20: 292-311.
- Singh, K.P. 1974. Variabilidad de los patrones de distribución en los bosques tropicales. *Unasylva*: 26(106): 18-23.
- Singh, S. y Gupta, S.R. 1977. *Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. Bot. Rev.,* 43 (4): 449-528.
- Steubing, L.; Godoy, R. y Alberdi, M. 2001. *Métodos de Ecología Vegetal.* Santiago: Editorial Universitaria.
- Sundarapandian, S.M. y Swamy, P.S. 1999. *Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forest at Kodayar in the Western Ghats, India. Forest Ecology and Management* 123, 231-244.
- Thaiutsa, B. y Granger, O. 1979. El clima y la descomposición de hojarasca en el bosque tropical. *Revista Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales (UNASYLVA).* Vol. 31. No.126. Agri-silvicultura en América Latina. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/n6845s00.htm> [Consulta: febrero, 16 2006]
- Thomas, H. 1996. *The forest service approach to healthy ecosystems. Journal of Forestry* 94(8):14-18.
- UNESCO. 1980. *Ecosistemas de los bosques tropicales. Informe sobre el estado de conocimiento por UNESCO, PNUMA, y FAO.* UNESCO/CIFCA, eds. 771 p.
- Vasiek, F. 1974. *Litter fall of the canopy in a Floodplain forest. En Ecosystem study on Floodplain forest in south Moravia. Czechoslovak International Biological Programme, Repor 4 Brno*
- Wadworth, F.H. 1958. *Tropical rain forest. En Tropical Silviculture, FAO, Roma,* vol.2, pp. 13-23.
- Wieder, R.K & Wright, S. 1995. *Tropical forest litter dynamics and dry season irrigation on Barro Colorado Island, Panama. Ecology* 76 (6): 1971-1979.

- Wiegert, R.G. y Evans, F.C. 1964. *Primary production and Disappearance of dead vegetation on an old field in southeastern Michigan*. *Ecology*. 45: 49-63.
- Williams-Linera, G. & Tolome, J. 1996. *Litterfall, temperate and tropical dominant trees, and climate in a Mexican lower montane forest*. *Biotropica* 28 (4b): 649-656.
- Witkamp, M. 1966. *Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora and microbial respiration*. *Ecology* 47, 194-201.
- Yahner, R.H. 1995. *Eastern Deciduous Forest: Ecology and Wildlife Conservation*. University of Minnesota Press, Minneapolis.



MINISTERIO DE CIENCIA, TECNOLOGIA Y MEDIO AMBIENTE
DELEGACIÓN TERRITORIAL DE PINAR DEL RIO
CENTRO DE INVESTIGACIONES Y SERVICIOS AMBIENTALES
ECOVIDA.
CONSEJO CIENTÍFICO

En la Sesión del Consejo Científico de ECOVIDA celebrada el día 25 de septiembre del 2008, con el fin de analizar la presentación de proyectos de investigación y otras documentaciones que tienen lugar en el área, se emitió el siguiente:

AVAL

Por los resultados obtenidos en la Tesis de Maestría: "Fundamentación de indicadores de la dinámica de la hojarasca como contribución a la gestión ambiental de bosques semidecíduos de la península de Guanahacabibes", del Ing. Alberto Ramos Ramos.

FUNDAMENTACIÓN:

Los resultados presentados por el ponente representan un estudio de alto valor científico para los ecosistemas de la Península, con la valoración del papel de la hojarasca en la dinámica de los ecosistemas forestales y su importancia en la gestión ambiental

El Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales, una vez concluido el proyecto nacional "Evaluación de las dimensiones humanas, ecológicas y biofísicas de bosques tropicales secos en el ejemplo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes.", se compromete con la introducción de los resultados de la tesis de Maestría que tributa al proyecto citado.

Dr. C. Jorge Ferro Díaz
Presidente Consejo Científico



MINISTERIO DE CIENCIA, TECNOLOGIA Y MEDIO AMBIENTE
DELEGACIÓN TERRITORIAL DE PINAR DEL RIO
CENTRO DE INVESTIGACIONES Y SERVICIOS AMBIENTALES
ECOVIDA.

CONSEJO CIENTÍFICO

En la Sesión del Consejo Científico de ECOVIDA celebrada el día 25 de septiembre del 2008, con el fin de analizar la presentación de proyectos de investigación y otras documentaciones que tienen lugar en el área, se emitió el siguiente

DICTAMEN

Certificando la aprobación de la introducción de los resultados obtenidos en la Tesis de Maestría: "Fundamentación de indicadores de la dinámica de la hojarasca como contribución a la gestión ambiental de bosques semidecíduos de la península de Guanahacabibes", del Ing. Alberto Ramos Ramos, dentro de la introducción de resultado del Proyecto Nacional "Evaluación de las dimensiones humanas, ecológicas y biofísicas de bosques tropicales secos en el ejemplo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes".

FUNDAMENTACIÓN:

La tesis de maestría presentada por el ponente cumple con los requisitos de calidad, rigor científico y actualidad, constituyendo una herramienta útil para la valoración del estado de los ecosistemas y las relaciones de aporte de hojarasca según su dinámica, por estado de la formación estudiada.

Dr. C. Jorge Ferro Díaz
Presidente Consejo Científico



